



Technische Universität Darmstadt
Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft
Fachgebiet Wasserbau und Hydraulik



D-Sediment
Consulting. Research. Solutions

Entwicklung von umweltfreundlichen Methoden zur Erzielung einer Sedimentdurchgängigkeit

- Schlussbericht -

Leistungszeitraum: 01.01.2019 bis 31.12.2023



Luftaufnahme des Untersuchungsgebietes Stausee Bitburg mit Blick auf die Staumauer

Bearbeitung:

Tobias Lohrey, M.Sc.

Joana Küppers, M.Sc.

Dr.-Ing. Michael Detering

Prof. Dr.-Ing. habil. Boris Lehmann

Darmstadt, den 15.03.2024



Technische Universität Darmstadt
Fachbereich Bau- und Umweltingenieurwissenschaften
Institut für Wasserwirtschaft und Wasserbau
Fachgebiet Wasserbau und Hydraulik

Franziska-Braun-Str. 7, Gebäude L5/01
64287 Darmstadt

Telefon: +49(0)6151/16-21165
www.wasserbau.tu-darmstadt.de



Büro Werne

Weberstr. 10
59368 Werne

Telefon: +49 (0)2841 – 931612
d-sediment.com

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	3
1 Vorbereitende Arbeiten	5
1.1 Bestandsaufnahme	5
1.1.1 Prüm	5
1.1.2 Stausee Bitburg	8
1.1.3 Weitere Datenbasis: EU-Projekt Alpreserve	9
1.1.4 Weitere Forschungsprojekte mit ähnlichem Schwerpunkt	10
1.2 Beprobung des Stausees Bitburg	11
1.2.1 Methodik.....	11
1.2.2 Ergebnisse	11
1.2.3 Schlussfolgerungen.....	14
1.3 Sohlvermessungen.....	16
1.3.1 Methodik.....	16
1.3.2 Ergebnisse	18
1.4 Kolmationsmessungen	20
1.4.1 Methodik.....	20
1.4.2 Ergebnisse	22
1.5 Einrichtung des Monitorings	24
1.5.1 Messgeräte	24
1.5.2 Einrichtung der Messstationen.....	25
1.5.3 Optische Gewässerüberwachung.....	27
1.5.4 Biochemischer Sauerstoffbedarf.....	28

1.6 Analyse der Entwicklung der Feinsedimentdynamik der Prüm	29
1.6.1 Schwebstofffracht.....	30
1.6.2 Trübung	32
1.6.3 Gewässergüte	34
2 Laufende Arbeiten	35
2.1 Kontinuierlicher Sedimenttransfer	35
2.2 Monitoring Abstau.....	37
2.2.1 Messstation 1	41
2.2.2. Messstation 2	46
2.2.3 Biochemischer Sauerstoffbedarf.....	47
2.3 Modellierung.....	48
2.3.1 Modellgrundlagen	48
2.3.2 Datenlage.....	49
2.3.3 Szenarien Bitburg.....	50
2.3.4 Ergebnisse Bitburg.....	53
2.3.5 Szenarien Alpreserve	56
2.3.6 Ergebnisse Alpreserve.....	58
2.4 geplante Feldexperimente zur kontinuierlichen Sedimentweitergabe.....	60
3 Fazit.....	63
4 Zusammenfassung.....	65
5 Literatur	67
6 Anlagen	69
6.1 Probenahmeprotokolle BSB ₅ -Messung	69
6.2 Ergebnisse der Sieb- und Schlämmanalysen Stausee Bitburg.....	71
6.3 Kornverteilungen Stauhaltung Bodendorf.....	75
6.4 Entwicklung der Gewässergüte	78

Vorwort

Ein fortwährendes Problem von Stauhaltungen ist die kontinuierlich stattfindende Verlandung infolge des zuflussbedingten Feststoffeintrages. In Zeiten des Klimawandels sind Stauhaltungen zur Harmonisierung des Wasserdargebots jedoch wichtiger denn je - jedoch nehmen die Variabilität von Niederschlags- sowie die Häufigkeit von Extremwetterereignissen und damit auch die eingetragenen Sedimentfrachten zu.

Im Zuge des vorgestellten Forschungsprojektes soll die innovative Methode des kontinuierlichen Sedimenttransfers gegen die seit langer Zeit an verschiedenen Standorten Verwendung findenden Maßnahme der Stauraumpülung vergleichend eingesetzt und optimiert werden. Ziel ist eine ökologisch verträgliche, nachhaltige und möglichst allgemein anwendbare Methode, um Stauraumvolumen bestehender Anlagen zu erhalten, bzw. wiederherzustellen.

Der vorliegende Bericht gibt einen Überblick über das DBU-Forschungsprojekt ENTWICKLUNG VON UMWELTFREUNDLICHEN METHODEN ZUR ERZIELUNG EINER SEDIMENTDURCHGÄNGIGKEIT (EuMES, Förderkennziffer 34147/01-33/2, ursprüngliche Laufzeit Mai 2018 bis Dezember 2021, sukzessive verlängert bis Ende Dezember 2023).

Das Projekt basiert methodisch auf Felduntersuchungen und numerisch gestützten Simulationen, deren Ergebnisse mit publizierten Erfahrungen und Erkenntnissen verglichen und interpretiert werden. Statt einer typischerweise gemäß Wasserhaushaltsgesetz genehmigungsfreien Durchführung der Feldversuche wurde von der Gewässeraufsichtsbehörde ein wasserrechtliches Zulassungsverfahren gefordert. Trotz mehrfacher Versuche zu dessen Beschleunigung waren Vorbereitung und Durchführung auch nach knapp 5 Jahren noch nicht abgeschlossen und kein Erteilungsdatum absehbar (siehe Abschnitt 2.4). Daher konnten die vorgesehenen Versuche weitgehend nicht durchgeführt werden.

Im **Kapitel 1** werden zunächst die vorbereitenden Arbeiten für die ursprünglich geplanten Feldversuche erläutert. Hier erfolgt eine Beschreibung des Untersuchungsgebietes um den Stausee Bittburg an der Prüm. Zudem werden die Erfahrungen aus ähnlichen Feldforschungsprojekten exzerpiert, um diese beim methodischen Design der geplanten eigenen Feldversuche mit einfließen lassen zu können. Auch die Ergebnisse aus durchgeführten Beprobungen und Messungen zur Abbildung des Ist-Zustandes werden hier dargelegt.

Das **Kapitel 2** widmet sich den Felduntersuchungen. Einerseits finden sich hier die Erläuterungen zum Vorgehen und der gewonnenen Daten und Erkenntnisse zum angewendeten kontinuierlichen Sedimenttransfer und der konventionellen Stauraumspülung. Andererseits werden die Monitoringergebnisse aus den begleiteten hydraulischen Ereignissen dokumentiert und ausgewertet. Zudem erfolgt die Darlegung der numerischen Simulationsmethode und die Diskussion der daraus gewonnenen Ergebnisse.

Im **Kapitel 3** erfolgt die Synthese und Bewertung der Erkenntnisse aus den Felduntersuchungen und Simulation von Kapitel 2. Hier werden letztendlich grundsätzliche Empfehlungen zu den Einsatzbereichen, Wirksamkeiten, die Umweltverträglichkeit und den zu berücksichtigenden Randbedingungen als auch den erkannten Vor- und Nachteilen des kontinuierlichen Sedimenttransportes zusammengestellt.

Das **Kapitel 4** fasst die wesentlichen Meilensteine und Erkenntnisse des EuMES-Projektes zusammen und gibt einen Ausblick auf sinnvolle weiterführende Forschungsarbeiten zu diesem Thema.

Am Ende des Berichtes werden im **Literaturverzeichnis** alle verwendeten Quellen zusammengefasst und in unterschiedlichen **Anlagen** die eigenen erhobenen Daten aus den Felduntersuchungen dargelegt.

1 Vorbereitende Arbeiten

1.1 Bestandsaufnahme

Vorbereitung und Durchführung der Maßnahmen Stauraumpülung und kontinuierlicher Sedimenttransfer erfordern eine umfassende Bestandsaufnahme des Stausees Bitburg und der vom See aufgestauten Prüm.

1.1.1 Prüm

Der Untersuchungsstandort Stausee Bitburg liegt in der rheinland-pfälzischen Eifel, ca. 12 km nordwestlich von Bitburg an der Gemeinde Biersdorf am See (siehe Abbildung 1).

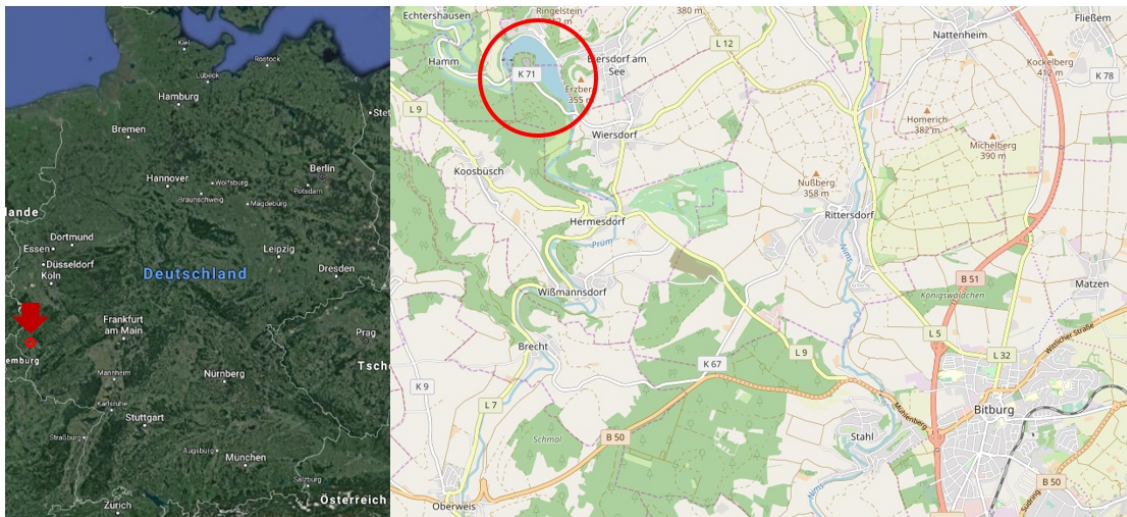


Abbildung 1: Lage des Stausees Bitburg (Quelle: google maps, OpenStreetMap)

Abbildung 2 zeigt eine Aufnahme des Stausees vom nördlichen Ufer Richtung Hauptsee links und Vorsperre rechts. Das durch den Bitburger Stausee aufgestaute Gewässer ist die Prüm (Gewässer II. Ordnung). Sie durchfließt den Stausee Bitburg (s. Abbildung 3) und mündet 25 km flussabwärts bei Minden in die Sauer, welche die Mosel speist und wiederum zum Einzugsgebiet des Rheins gehört. Die Zu- und Abflussdaten der Prüm können den Pegelblättern der Pegelmessstellen Eichtershausen (ca. 5 km oberhalb des Sperrwerks) und Wiersdorf ca. 500 m unterhalb des Sperrwerks) entnommen werden und sind in Tabelle 1 zusammengefasst.



Abbildung 2: Stausee Bitburg (Foto: Küppers)



Abbildung 3: Einlauf der Prüm in den Stausee Bitburg (Foto: Küppers)

Tabelle 1: Zu- & Abflussdaten der Prüm in und aus dem Stausee Bitburg (Quelle: GeoPortal Wasser LfU RLP 2019)

	Zufluss (Pegel Echtershausen)	Abfluss (Pegel Wiersdorf)
Winterhalbjahr	NQ = 0,27 m ³ /s MQ = 7,86 m ³ /s HQ = 181 m ³ /s	NQ = 0,25 m ³ /s MQ = 7,93 m ³ /s HQ = 202 m ³ /s
Sommerhalbjahr	NQ = 0,01 m ³ /s MQ = 2,06m ³ /s HQ = 222 m ³ /s	NQ = 0,04 m ³ /s MQ = 2,08 m ³ /s HQ = 218 m ³ /s

Nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie ist die Prüm als Gewässertyp 9 (silikatreicher, fein- bis grobmaterialreicher Mittelgebirgsfluss) eingeordnet. Der Flusstyp tritt

gemäß Definition in engen Tälern mit gestreckten bis flach gewundenen, nebengerinreichen Gewässerläufen auf (Umweltbundesamt 2014). Es herrschen Schotter und Steine, untergeordnet auch Kiese als Substrat vor. Feinsedimente finden sich in strömungsberuhigten Bereichen. Als Gewässertyp 9 weist die Prüm eine große Habitatvielfalt und eine artenreiche Makrozoobenthoszönose auf. Die Charakterisierung der Fischfauna reicht vom Vorkommen der Bachforelle und Salmoniden in kleineren Flüssen dieses Typs zu Äschen und verschiedenen Fluss-Cypriniden in entsprechend größeren Flüssen. In Bezug auf Makrophyten zählt die Prüm als ein wasserpflanzenreicher Mittelgebirgsfluss. Der Artenreichtum der Phytobenthos ist im Vergleich zu anderen Fließgewässern relativ hoch, Plankton kommt hingegen nicht vor. In der derzeitigen Bewertung der Gewässerstrukturgüte ist die Prüm als mäßig bis stark verändertes Fließgewässer ausgeschrieben.

Die im Rahmen des WRRL-Monitorings erhobenen Parameter zur Ermittlung des ökologischen Zustands der Prüm sind online u.a. neben Abflüssen des letzten Monats sowie mittleren Abflüssen und weiteren Daten einsehbar. Die letzte Erhebung mit Stand 2015 ergibt einen „mäßigen“ ökologischen Zustand sowie einen guten chemischen Zustand der Prüm. Die einzelnen Parameter sind Tabelle 2 und Abbildung 4 zu entnehmen.

Tabelle 2: Einzelparameter zur Bewertung des ökologischen Zustandes der Prüm, Stand 2015 (Quelle: Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten 2019b)

Parameter	Bewertung
Gesamtbewertung ökol. Zustand	3 (mäßig)
Ökologische Zustandsklasse Makrozoobenthos	2 (gut)
Ökologische Zustandsklasse Fische	3 (mäßig)
Ökologische Zustandsklasse Phytoplankton	keine Bewertung
Ökologische Zustandsklasse Makrophyten	3 (mäßig)
Ökologischer Zustand chemische Komponenten (Umweltqualitätsnorm UQN)	UQN eingehalten
Chemischer Zustand	gut

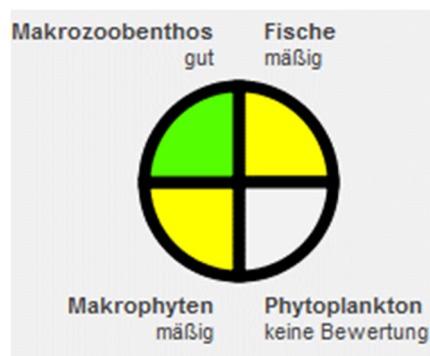


Abbildung 4: Zustandsbewertung gemäß Landesamt für Umwelt LfU (Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten 2019b)

1.1.2 Stausee Bitburg

Der Stausee ist 1,8 km lang und in eine Vorsperre und einen Hauptsee untergliedert. Als Mehrzwecktalesperre beinhaltet der Stausee die Funktion des Hochwasserrückhalts, der Niedrigwasseraufhöhung und der Naherholung, wobei die oberste Priorität beim Hochwasserschutz liegt. Durch das Aufstauen der Prüm lassen sich Hochwasserspitzen abfangen und vergleichmäßig dem Unterlauf zugegeben. Abhängig von der Hochwasserwahrscheinlichkeit und den Hochwassermengen wird die Anlage im Winter- bzw. Sommerstau betrieben. Im Winterstau (von Oktober bis April) ist der See auf 253,50 m ü. NHN abgesenkt. Er erzielt damit ein ständiges Seevolumen von 500.000 m³ und eine Hochwasser-Rückhaltekapazität von 1,45 Mio. m³. In den Monaten des Sommerstaus (Mai bis September) liegt der Wasserspiegel bei 256,00 m ü. NHN. Damit wird ein beständiges Seevolumen von 1,2 Mio. m³ bzw. eine bedarfsweise zusätzliche Hochwasseraufnahme von 0,75 Mio. m³ gewährleistet. Die 2,50 m Unterschied der jahreszeitlich differenzierten Stauhaltung tragen maßgeblich dazu bei, den stärkeren Winterhochwassern ein 700.000 m³ größeres Auffangvolumen zu bieten.

Durch die künstliche Erstellung des Stausees ist die Gewässerstrukturgüte dieses Abschnitts als „anthropogen vollständig veränderter Wasserkörper“ (HMWB, heavily modified waterbody) deklariert. Das ökologische Potenzial ist im Jahr 2015 für den Entwurf des Maßnahmenprogramms 2016-2021 nach der Wasserrahmenrichtlinie für die rheinland-pfälzischen Gewässer im Bearbeitungsgebiet Mosel-Saar (SGD-NORD 2015) für den Stausee Bitburg als „mäßig“ bewertet worden.

Das Absperrbauwerk des Stausees besitzt drei unabhängig steuerbare Wehrfelder, die einen maximalen Wasserdurchsatz von 210 m³/s ermöglichen (s. Abbildung 5). Zudem

existieren ein Grundablass und ein zweitweise in Betrieb befindlicher Turbineneinlauf. Als kumulierte Abflussleistung ergibt sich damit ein maximaler Durchfluss von 345 m³/s.



Abbildung 5: Absperrbauwerk des Stausees Bitburg mit 3 Wehrfeldern und anschließendem Tosbecken (Fotos: Küppers)

Die vorhandenen Steuerungsorgane sind für die weitere Maßnahmenplanung von Bedeutung, da für die Durchführung von Stauraumspülungen verschiedene Vorgehensweisen existieren. Für das Projekt und die Modellierung werden daher die aufgrund der vorhandenen Infrastruktur durchführbaren Maßnahmen ausgewählt.

1.1.3 Weitere Datenbasis: EU-Projekt Alpreserve

Als explizit zu erprobende Maßnahme ist im Projekt die Stauraumspülung festgehalten. Eine Durchführung ist aufgrund ggf. zu erwartender ökologischer Schädigungen jedoch nicht ohne weiteres möglich, daher findet eine Stauraumspülung im Zuge des Projektes in Form des jährlich vorgenommenen Abstaus zur Herstellung des Winterstaus statt. Die Entlandungswirkung ist dabei im Vergleich zu einer konventionellen Spülung begrenzt. Um dennoch den kontinuierlichen Sedimenttransfer mit vollwertigen Spülungsereignissen vergleichen zu können, werden konventionell durchgeführte Stauraumspülungen mittels numerischer Simulation modelliert und ausgewertet. So kann das volle Entlandungspotenzial sowie ökologische Folgen ermittelt und mit den Auswirkungen des kontinuierlichen Sedimenttransfers verglichen werden. Entsprechend präzise muss das numerische Modell kalibriert und validiert werden.

Ein wesentliches Projektziel ist die Verallgemeinerung der Ergebnisse zur Anwendung an weiteren Standorten. Hierfür können Messdaten und Auswertungen aus dem EU-Projekt

„Alpreserve“ des Jahres 2006 herangezogen werden. Im Zuge des Projektes wurden regelmäßig Stauraumpülungen mit umfassendem Monitoring durchgeführt. Kontinuierliche Sohlvermessungen sowie Daten zu Abflüssen, Schwebstoffen und Geschiebefrachten liegen vor. Die am Stausee Bitburg durchgeführten Maßnahmen und Auswertungen können so parallel auf die Untersuchungsstandorte des Alpreserve-Projektes übertragen werden.

1.1.4 Weitere Forschungsprojekte mit ähnlichem Schwerpunkt

Im folgenden Abschnitt werden weitere Forschungsprojekte mit verwandten Themenschwerpunkten und ähnlichem Zeithorizont vorgestellt. Fortschritt und (Zwischen-)Ergebnisse dieser Projekte werden genau verfolgt, da diese ggf. relevanten Input für das laufende Forschungsvorhaben liefern.

Integrated Solutions for Bed Load Management (Isobel)

Projektpartner von Isobel sind die Universitäten Augsburg und Innsbruck sowie der Fischereiverband Schwaben und das Aueninstitut Neuburg / Donau. Ziel ist die Entwicklung von Handlungsempfehlungen für das Geschiebemanagement in von Querbauwerken beeinflussten Flüssen. Veranlassung hierfür ist die biologische und gewässerstrukturelle Verarmung der Iller (Allgäu) durch fünf Staustufen. Bei den eingesetzten Verfahren handelt es sich um unterschiedliche Arten von Kieseinbringungen und Ufergestaltungsmaßnahmen. Insofern sollen ebenso die negativen Effekte von Sedimentarmut im Unterwasser von Stauhaltungen bekämpft werden, die Wahl der Methoden unterscheidet sich jedoch grundlegend zum vorliegenden Forschungsvorhaben, da keine Sedimentdurchgängigkeit erzielt werden soll. Stattdessen sollen diverse Ausgleichsmaßnahmen zielführend angewendet werden. Projektabschluss war laut offizieller Ankündigung der 31.12.2019, ein Abschlussbericht liegt hingegen noch nicht vor.

Challenges of Reservoir Management (CHARM)

Das CHARM-Projekt wird in Kooperation der Universitäten Stuttgart, Freiburg und Konstanz durchgeführt. Es widmet sich den fünf Aspekten

1. Feinsedimente,
2. stabilisierende Wirkung von Biofilmen auf Sedimente,
3. Wachstum von Cyanobakterien,
4. Emission von Treibhausgasen sowie
5. gesellschaftliche Akzeptanz und Interessenskonflikte.

Von besonderem Interesse sind hier Erkenntnisse zu Feinsedimenten und die Auswirkung von Biofilmen, da fundierte Aussagen über das Verhalten von Feinsedimenten aufgrund ihrer besonderen Materialeigenschaften ohne weitergehende Untersuchungen nur schwer möglich sind. Allein die Konsolidierung von Sedimentablagerungen macht eine Vorhersage kritischer Schubspannungen zur Erosion der Schichten schwierig, die Stabilität der Schichten kann nach diversen Literaturangaben durch biologische Verfestigung nochmals um 100% zunehmen (Wieprecht et al. 2019). Offizieller Projektabschluss ist der 31.12.2020, auch hier liegt noch kein Abschlussbericht vor.

1.2 Beprobung des Stausees Bitburg

Vor der Durchführung der Maßnahmen ist sowohl für die Modellierung als auch für die Durchführung des kontinuierlichen Transfers eine umfassende Vermessung und Beprobung des Stausees notwendig.

1.2.1 Methodik

Als Sohlproben wurden sowohl Oberflächen- als auch Tiefenproben (bis 1,0 m Einstechtiefe) aus dem Hauptsee sowie aus der Vorsperre genommen. Die Kartierung der Probenahmestellen ist in Abbildung 6 gegeben.

Ziel war eine gleichmäßige Verteilung der Proben über den gesamten Stausee. Dementsprechend wurden zehn Querschnitte festgelegt und jeweils aus Sicht der Staumauer links (L), mittig (M) und rechtsseitig (R) beprobt. Unmittelbar hinter der Staumauer wurden aufgrund der geringen Breite des Gewässers auf eine Probenahmestelle verzichtet, daher fehlt der Entnahmepunkt „L1“. Die Entnahme der Sohlproben erfolgte mittels Van Veen Greifer, die Tiefenproben wurden mittels Moorbohrer entnommen (siehe Abbildung 7).

1.2.2 Ergebnisse

Nach erster Sichtung der Proben konnte bereits ohne Sieb- oder Schlämmanalysen festgestellt werden, dass die Sedimentablagerungen im gesamten See für sämtliche Probenahmeorte ausschließlich aus Feinsedimenten bestehen. In einigen Proben waren vereinzelt kleinere Steine zu finden, welche jedoch nicht repräsentativ für die entnommenen Proben waren. Aufgrund ihrer Größe haben sie aber dennoch starken Einfluss auf die Sieblinien der Proben (siehe nachfolgende Tabelle 3 und Sieblinien im Anhang 6.2). Die

mittels Mohrbohrer entnommenen Tiefenproben lassen auf unterschiedliche Konsolidierungsgrade der Feinsedimentablagerungen schließen (s. Abbildung 7).

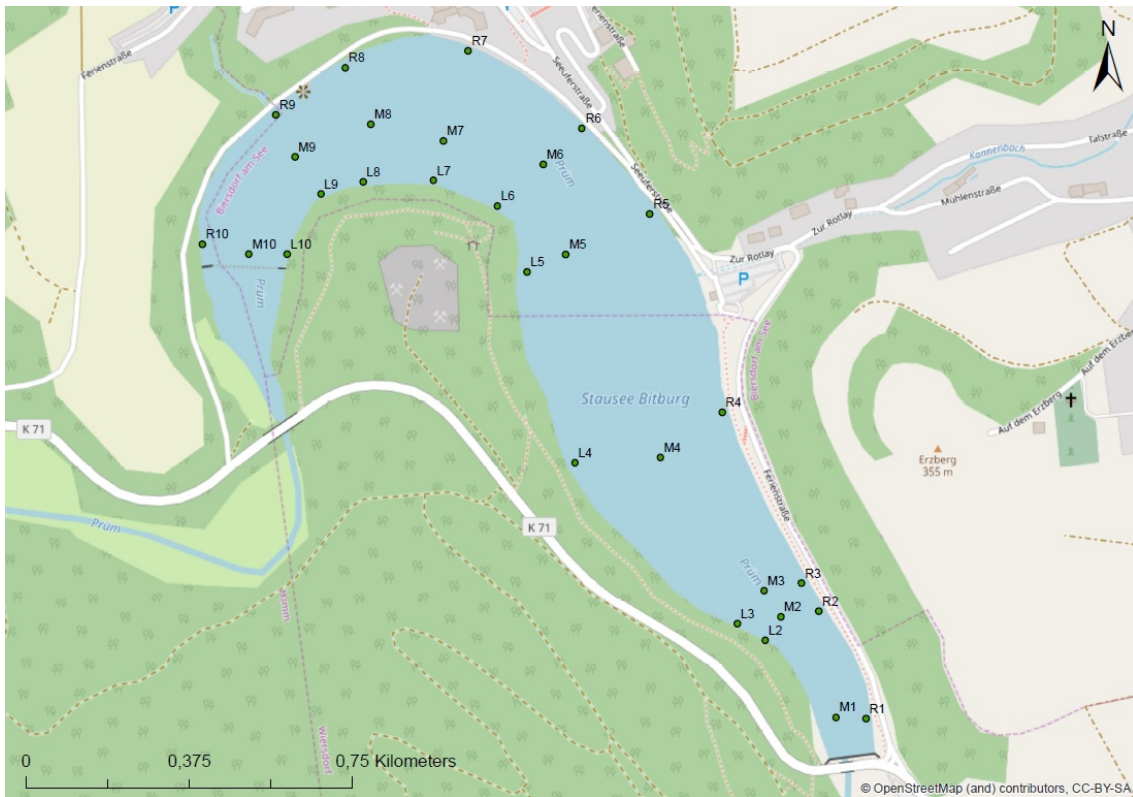


Abbildung 6: Kartierung der Probenahmestellen vom 03. und 30.09.2019 am Stausee Bitburg

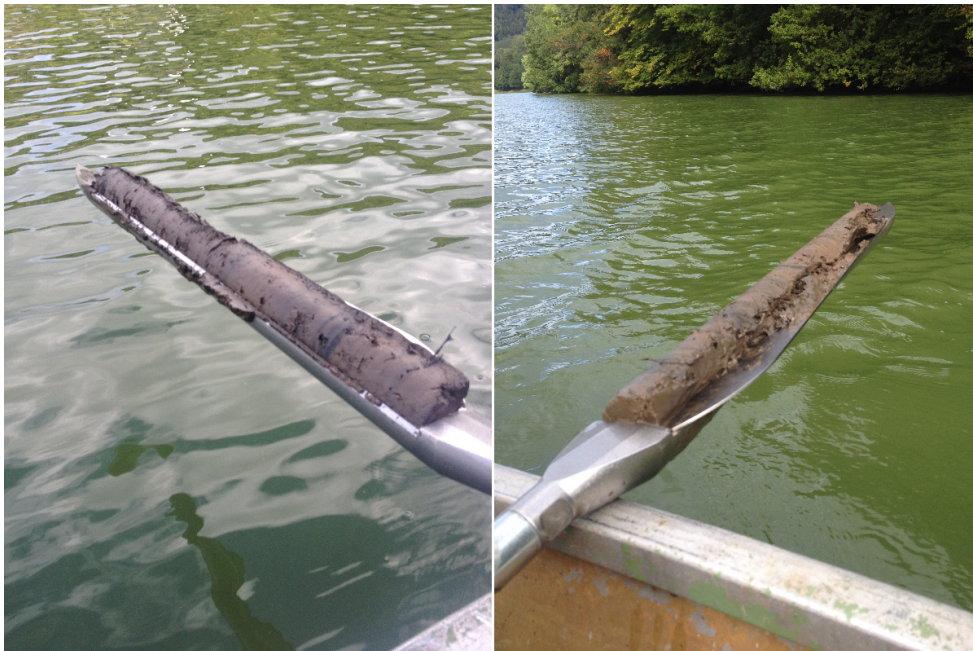


Abbildung 7: Tiefenproben aus dem Stausee Bitburg mit variierenden Wassergehalten (Quelle: Lohrey 2019)

Das Material der in Abbildung 7 rechts abgebildeten Probe weist bereits nach rein optischer Beurteilung einen deutlich höheren Wassergehalt auf, was Rückschlüsse auf das Alter der Ablagerungen zulässt. Feinsedimentablagerungen konsolidieren während einer kontinuierlichen Entwässerung. Dabei erhöht sich die zur Erosion nötige kritische Schubspannung, die Schicht verfestigt sich folglich und die nötige Fließgeschwindigkeit zum Austrag der Sedimente aus der Stauhaltung nimmt zu.

Bei variierenden Korngröße der zugeführten Sedimente ist aufgrund unterschiedlicher Sinkgeschwindigkeiten eine Abnahme der Korngrößen von der Vorsperre zur Staumauer zu erwarten. Begonnen wurde die Analyse der Proben daher mit den Standorten L10, M10 und R10 unmittelbar hinter der Vorsperre, da hier die größten Korngrößen zu erwarten sind. Anschließend folgten die Standorte M9, M8, M6, M5, M4 und M2, um die Verteilung näherungsweise über den gesamten See bestimmen zu können.

Der Materialumfang der Proben M10 und L10 war für eine reguläre Sieb- und Schlämmanalyse zu gering, weswegen beide Proben für die Analyse zusammengeführt wurden. In 6.1 sind die Ergebnisse zusammengestellt. Die Sieblinien aller Proben sind im Anhang unter Abschnitt 6.2 zu finden.

Tabelle 3: Ergebnisse der Sieb- und Schlämmanalyse

Probe	Ergebnis	Bemerkung
M10/L10	Schluff, stark kiesig, schwach sandig, schwach tonig (U, g*, t', s')	Steine (Korngröße von >16 mm) beeinflussen die Körnungslinie im Kieskornbereich
R10	Schluff, sandig, schwach tonig (U, s, t')	Sedimente bestehen überwiegend aus Blättern / Blattresten im Siebanteil
M9	Schluff, stark sandig, schwach tonig (U, s*, t')	Sedimente bestehen überwiegend aus Blättern / Blattresten im Siebanteil
M8	Schluff, schwach sandig, schwach tonig (U, s', t')	Sedimente bestehen überwiegend aus Blättern / Blattresten im Siebanteil
M6	Schluff, schwach tonig (U, t')	Sedimente bestehen überwiegend aus Blättern / Blattresten im Siebanteil
M5	Schluff, schwach tonig (U, t')	Sedimente bestehen überwiegend aus Blättern / Blattresten im Siebanteil
M4	Schluff, schwach tonig (U, t')	Sedimente bestehen überwiegend aus Blättern / Blattresten im Siebanteil
M2	Schluff, schwach tonig (U, t')	Sedimente bestehen überwiegend aus Blättern / Blattresten im Siebanteil

Alle Proben haben als Hauptanteil Schluff gemeinsam. Der starke Kiesanteil der Gemischprobe M10/L10 ist auf die erwähnten vereinzelt Steine zurückzuführen, welche nach optischer Begutachtung aller Proben als nicht repräsentativ einzuschätzen sind. Bei den weiteren Proben ist anzumerken, dass der Siebanteil zu einem Großteil aus Blättern und Blattresten besteht.

1.2.3 Schlussfolgerungen

Für den weiteren Projektverlauf ist vor allem die Erosionsbeständigkeit und folglich die kritische Sohlschubspannung von Interesse, welche erreicht werden muss, um eine Erosion der Sedimentablagerungen auszulösen. Aus den Ergebnissen geht für alle Proben ein hoher Schluffanteil hervor. Folglich kann von Sedimentablagerungen mit stark kohäsiven Eigenschaften ausgegangen werden, da hierfür bereits ein Massenanteil zwischen 3% und 15 % an kohäsivem Material ausreichend ist (Mitchener & Torfs 1996 S.22).

Neben der Kornverteilung sind voranschreitende Konsolidierungen, ein verändertes Erosionsverhalten sowie durch biologische Einflüsse verursachte Verfestigungen weitere Einflussfaktoren, die erhebliche Auswirkungen auf die kritische Sohlschubspannung haben können.

So unterscheidet sich das Erosionsverhalten zwischen feinkörnigem und grobkörnigerem Material bei Überschreiten der kritischen Sohlschubspannung stark. Bei kohäsivem Material werden „nicht einzelne Partikel in Bewegung gesetzt, sondern größere Teile aus der Sohle herausgerissen, die entweder sofort in Suspension gehen (flüssiger Boden) oder aber bei festen Böden erst rollend transportiert werden und nach entsprechender Verkleinerung in Schwebelagerung übergehen“ (Bechteler 2006, S. 68).

Die kritische Sohlschubspannung kann sich auch durch biologische Verfestigung weiter erhöhen. In Fließgewässern oder Seen sind hiervon insbesondere Bereiche niedriger Wasserstände betroffen, die eine biologische Besiedlung der Sohle ermöglichen. Da sich der Stausee Bitburg durch weitestgehend geringe Wassertiefen auszeichnet (siehe Abschnitt 1.3 „Vermessung und Beprobung“), ist diese Voraussetzung gegeben. Die zur Erosion nötigen Strömungsgeschwindigkeiten können sich dann erheblich vergrößern. (Bechteler 2006, S. 65-66)

Beeinflussung entstehen hier durch Makroorganismen, also Tiere und Pflanzen sowie Mikroorganismen wie Mikroalgen, Pilze und Bakterien. Makroorganismen können „sowohl stabilisierend als auch destabilisierend wirken (...) (z.B. durch Besiedelung und Wurzelbildung oder Bioturbation)“ (Schweim 2005, S. 13). Die Aktivität von Mikroorganismen hat üblicherweise eine stabilisierende Wirkung. Ursache dafür ist unter anderem das Verkleben der Sedimentpartikel durch Auffüllung des Porenraums mit Organismen und von diesen ausgeschiedenen Extrazellulären Polymeren Substanzen (EPS), welche in besonderem Maße zur biogenen Stabilisierung beitragen. EPS können zudem je nach Zustand und Zusammensetzung die Kohäsionskräfte beeinflussen. Weitere Ursache zur Stabilisierung kann die durch fadenförmige Organismen bedingte Vernetzung der Sedimentpartikel sein. Auch die Bildung eines Biofilms kann zur biogenen Stabilisierung beitragen (Schweim 2005, S. 13 nach Spork 1997).

Biofilme bewirken eine Reduktion des Strömungswiderstands und schützen die Oberfläche der Sedimentablagerungen. Die Stabilität entsprechender Ablagerungen kann unter Einflüssen von Biofilmen um über 100 % ansteigen (Schweim 2005, S. 13 nach Spork 1997). Biofilme haben folglich großen Einfluss auf die Widerstandsfähigkeit von Sedimentablagerungen und sollten nach Möglichkeit in die Modellierung eingebunden werden. Jedoch ist „eine Korrelation des biogenen Stabilisierungsfaktors mit allgemeinen, den Grad der mikrobiologischen Aktivität beschreibenden Parametern (...) nur begrenzt möglich“ (Schweim 2005, S. 13). Folglich laufen derzeit Forschungen zur Quantifizierung des Einflusses von Biofilmen auf die Widerstandsfähigkeit von Sedimentablagerungen (z.B. im Zuge des beschriebenen Projektes „Challenges of Reservoir Management (CHARM). Ergebnisse liegen noch nicht vor.).

Die genannten Prozesse erschweren die realitätsnahe Modellierung der kritischen Schubspannung, da im Zuge des Projektes keine genaueren Untersuchungen durchführbar sind. Für die Modellierung von Stauraumpülung ist dieser Parameter jedoch essentiell, sofern keine grobe Abschätzung über Literaturwerte erfolgen soll. Folglich soll die kritische Schubspannung vor Ort mit Hilfe des während des kontinuierlichen Sedimenttransfers eingesetzten SediMovers erfolgen. Dieser verfügt über einen Trübungssensor, sodass bei kontinuierlicher Steigerung der Saugleistung der Bewegungsbeginn einer Sedimentschicht festgestellt werden kann. Dieses Vorgehen kann für alle Standorte vorgenommen werden, an denen ausgewertete Bodenproben vorliegen. So kann die Modellierung mit realitätsgetreuen Schubspannungswerten durchgeführt werden, zudem können

die Daten auf mögliche Korrelationen zwischen Kornverteilung und Sohlenschubspannung untersucht werden. Hierbei sind biologische Einflüsse und unterschiedliche Konsolidierungszeiten nicht erfassbar, folglich könnte ein Zusammenhang nur auf Fälle mit vergleichbaren Rahmenbedingungen übertragen werden.

1.3 Sohlvermessungen

Die Vermessung des Stausees dient sowohl zur Beurteilung der Verlandung seit der letzten vorliegenden Vermessung im Jahr 2015 und der weiteren Entwicklung im Projektzeitraum. Zudem werden auf Basis der Vermessungen die Gitternetze für die Modellierung erstellt.

1.3.1 Methodik

Die Vermessung des Stausees (Bathymetrie) erfolgte mittels Echolotpeilung und der Aufnahme von Querprofilen. See und Vorsperre wurden dabei getrennt vermessen, die Ergebnisse anschließend zu einem Netz zusammengefasst.

Bei einem Echolot werden Schallwellen unter Wasser ausgesendet. Treffen diese Wellen auf Objekte werden sie reflektiert und diese reflektierten Wellen empfangen. Anhand der Zeitdifferenz zwischen Senden und Empfangen ist es möglich die Entfernung zum Reflektor zu ermitteln. Auf diese Weise kann die Wasserüberdeckung und entsprechend die Gewässertopographie abgebildet werden. Ein Echolot beinhaltet einen Echosounder und einen Transducer. Der Echosounder transceiver generiert einen elektrischen Hochspannungsimpuls und sendet diesen an den Transducer. Der Transducer wandelt diese Impulse in Schallwellen um und emittiert eine Schallwelle ins Wasser, ein sogenannter Ping. Die Schallenergie des Echos, die der Transducer empfängt wird wiederum in einen elektrischen Impuls überführt und an den Echosounder gesendet. Dieser misst die Zeit zwischen Aussenden des Impulses und Rückkehr des Echos. Da das Echo einer Schallwelle, die von einem Stein, einer Pflanze oder Fisch reflektiert wurde, leichte Unterschiede aufweist, kann auch diese Information entsprechend ausgewertet werden.

Für die Bathymetrien des Bitburger Stausees wurde ein Lowrance Elite-7 Ti2 Touchscreen GPS-Echolot mit Active Imaging 3-in-1 Geber verwendet. Spezifische Produktdaten sind in nachfolgender Tabelle 4 aufgelistet. Abbildung 8 zeigt die Darstellungsweise des Down- und Sidescans auf dem Monitor des verwendeten Echolots.

Tabelle 4: Technische Eigenschaften des verwendeten Echolots

Technische Eigenschaften
DownScan Imaging bei 455 kHz = max. 91 m
SideScan Imaging bei 455 kHz = max. 91 m zu jeder Seite
CHIRP high range: 200 kHz = 305 m
CHIRP medium range: 83 kHz = 305 m
Verfügbare Sonarfrequenzen: Low/Mid/High CHIRP, 50/83/200 kHz Broadband, 455/800 kHz SideScan/DownScan Imagin
Kompatibel mit SonicHUB 2 und unterstützt alle NMEA 2000 Gerätestandards
Temperatursensor integriert
GPS Antenne (10 kHz, hochempfindlich)
Kartenslot: MicroSD

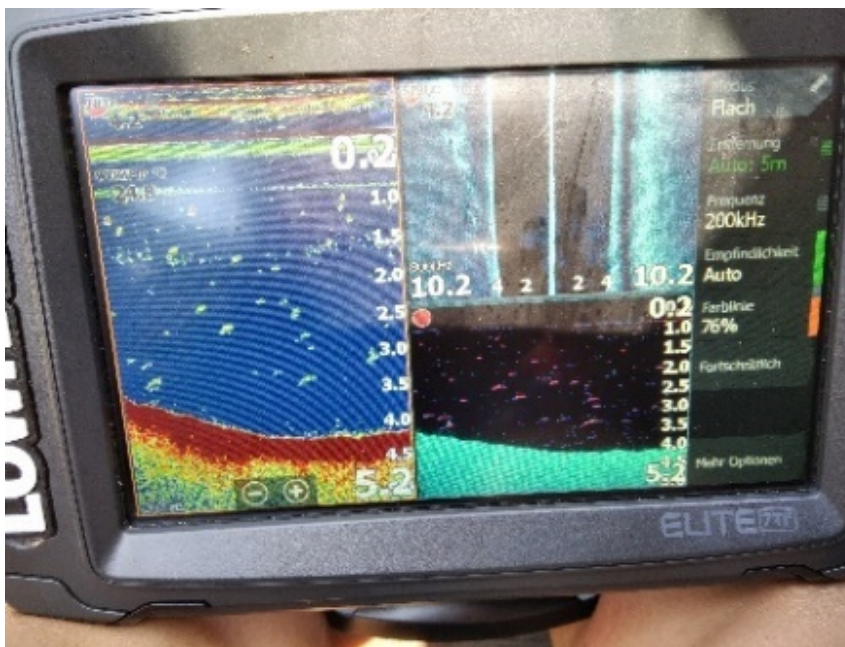


Abbildung 8: Darstellungen des Down- und Sidescans

Die Vermessung des Bitburger Stausees dient zum einen der Bestandsaufnahme und dem Aufsetzen des Modells, weiterhin sollen aber ebenso die Auswirkungen der im Projekt angewendeten Sedimentmanagement-Maßnahmen, sowie die weitere Entwicklung der Verlandung im Stausee erfasst werden. Nach den Vermessungen des Hauptsees und der Vorsperre am 03. und am 30. September 2019, fanden daher im darauffolgenden Jahr am 12. August und 16. September vor dem Abstau sowie am 4. November nach dem Abstau Bathymetrien des Bitburger Stausees statt, um den Sedimentaustrag während des Abstaus quantitativ zu bewerten.

1.3.2 Ergebnisse

Die durch die Vermessungen im Jahr 2020 ermittelten Sohlhöhen des Stausees Bitburgs sind in den nachfolgenden Abbildungen gegeben.

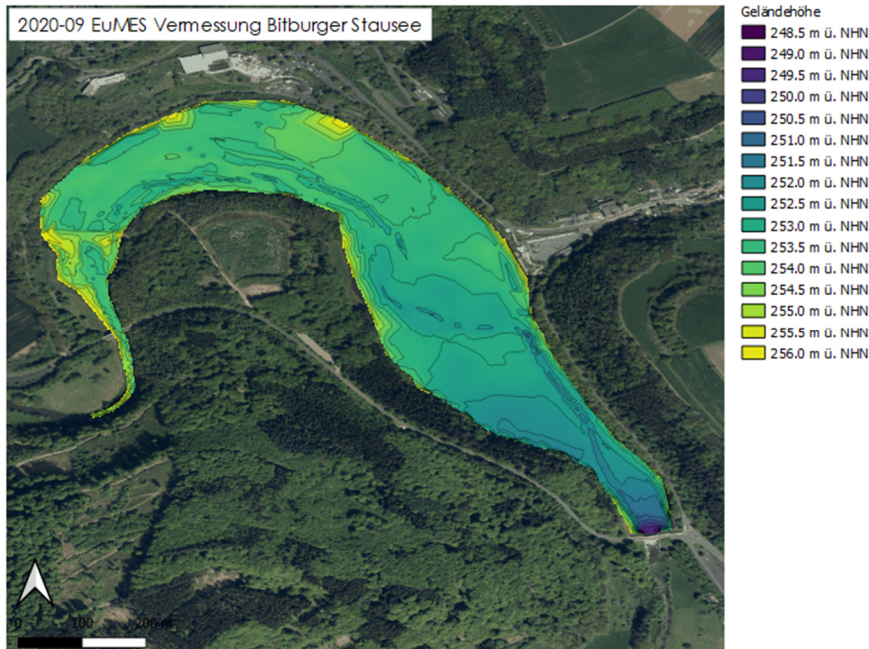


Abbildung 9: Darstellung der Vermessungsergebnisse des Stausees Bitburg vom 14.08. und 16.09.2020 (vor dem Abstau)

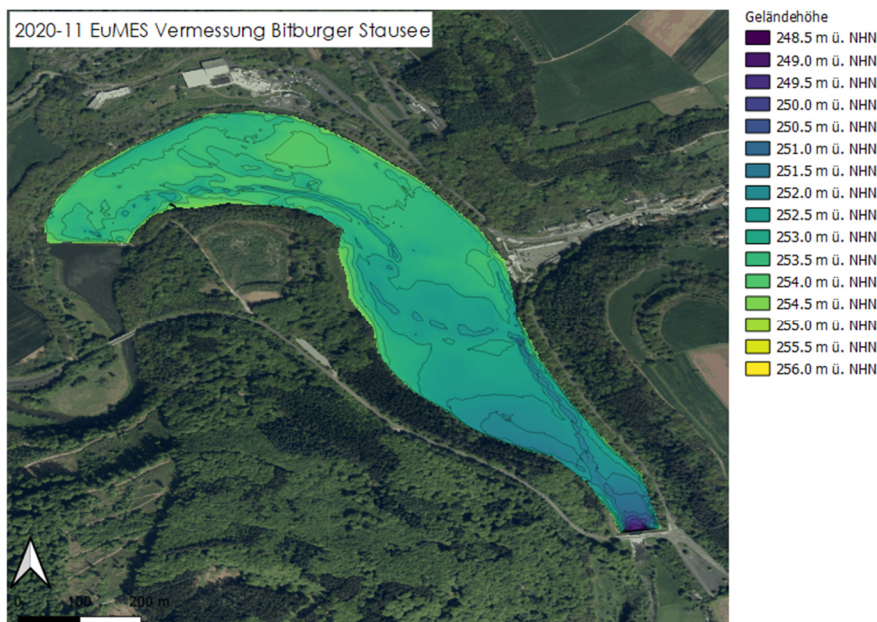


Abbildung 10: Darstellung der Vermessungsergebnisse des Stausees Bitburg vom 04.11.2020 (nach dem Abstau)

Der Vergleich der in Abbildung 9 und Abbildung 10 dargestellten Vermessungsergebnisse der Bathymetrien des Bitburger Stausees vor und nach dem Abstau 2020 zeigt nur in den Uferbereichen unterschiedliche Farbgebungen, entsprechend unterschiedliche Geländehöhen. Diese sind auf den hohen Wasserspiegel von 256,0 m ü. NHN vor dem Abstau und damit höher gelegene Uferbereiche gegenüber dem niedrigeren Wasserspiegel und damit Uferbereichen von 254,5 m ü. NHN nach dem Abstau zu führen. Die mittleren Seebereiche und insbesondere der Bereich vor dem Wehr weisen vor und nach dem Abstau gleichgebliebene Farbgebungen und damit gleichgebliebene Sohlhöhen auf. Demnach hatte der Abstau des Bitburger Stausees keinen kennzeichnenden Einfluss auf den Austrag von im Stausee abgelagerter Sedimente und einer damit einhergehenden Verringerung der Sohlhöhe des Stausees.

Im Vergleich zu den Vermessungsergebnissen aus dem Jahr 2019 (vgl. Abbildung 11) ist weiterhin ersichtlich, dass der See von der Vorsperre bis zum Wehr an Tiefe zunimmt. Die Vorsperre weist auch bei den jüngsten Vermessungen überwiegend untiefe Bereiche mit 0,5-2,0 m Wasserüberdeckung auf. Der flachste Bereich des Hauptsees befindet sich mit 1,5-2,0 m Wasserüberdeckung bei Sommerstau bzw. 0,4-0,9 m Wasserüberdeckung bei Winterstau am nördlichen Rand des Stausees.

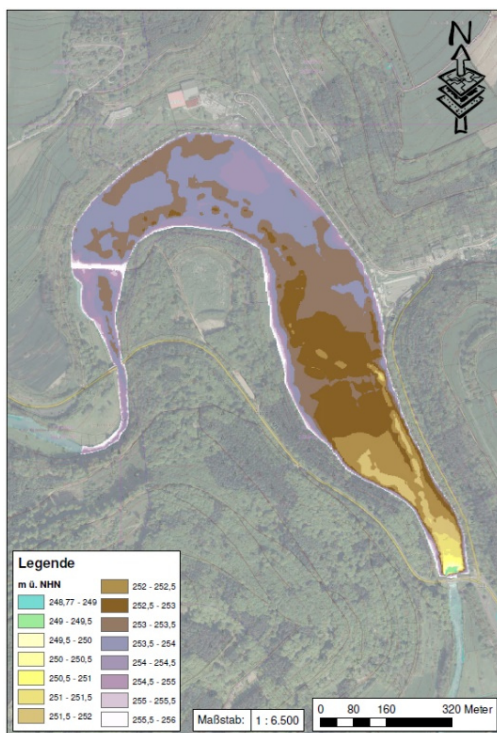


Abbildung 11: Darstellung der Vermessungsergebnisse des Stausees Bitburg vom 03. und 30.09.2019

1.4 Kolmationsmessungen

Kolmationsmessungen bieten eine jahreszeitlich unabhängige und gut reproduzierbare Messmethode zur Bestimmung der biologischen Gewässerqualität. Nach STEIN et al. 2018 korrelieren die mittels Kolmameter ermittelten Durchlässigkeiten an 50 WRRL-Monitoringstellen mit der auf der Makrozoobenthosbesiedlung basierenden ökologischen Zustandsbewertung sowie Bewertung der allgemeinen Degradation nach WRRL. Für stärker degradierte Abschnitte konnte auch eine verstärkte Kolmation festgestellt werden. Auch für das hyporheische Interstitial konnte ein deutlicher Zusammenhang zwischen Besiedlung durch Tiergemeinschaften und Kolmation beobachtet werden (STEIN et al. 2018, S. 755).

Folglich sollten zunächst Kolmationsmessungen im Projektgebiet durchgeführt werden, um den bei Projektbeginn vorherrschenden Zustand der Prüm zu erfassen. Weiterhin sollten darüber hinaus auch die Auswirkungen der durchgeführten Maßnahmen erfasst werden, weswegen Wiederholungsmessungen vorgesehen wurden.

1.4.1 Methodik

Mittels Kolmationsmessung wird die Durchlässigkeit von Gewässersedimenten bestimmt, indem der Wasserdurchfluss mit konstantem Druck über eine definierte Zeit aus einer an der Spitze perforierten und ins Gewässerbett eingebrachten Lanze gemessen wird (siehe Abbildung 12). Die Kolmation bewirkt durch die Verstopfung des Kieslückensystems eine Abflussreduktion gegenüber Messungen an Luft, was eine im Labor ermittelte Einteilung von fünf Kolmameterklassen erlaubt, wobei Kolmameterklasse 1 „keine innere Kolmation“ und Kolmameterklasse 5 „vollständige innere Kolmation“ bedeutet. (Stein et al. 2018, S. 754)

Zur Kolmationsbestimmung erfolgen zehn Einzelmessungen an unterschiedlichen Stellen im Gewässerbett in 15 cm Tiefe, welche anschließend durch Mittelwertbildung zu einem Kolmationsgrad zusammengefasst werden. Wiederholungsmessungen finden zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit an den zuvor definierten Punkten statt. Der Ablauf einer solchen Einzelmessung ist in Abbildung 13 dargestellt.

In Abbildung 14 ist der Standort der Kolmationsmessungen sowie die dabei festgelegten Punkte der Einzelmessungen dargestellt. Die umliegenden Bäume dienen zur Orientierung bei Festlegung und späterem Wiederfinden der Messpunkte.



Abbildung 12: Kolmameter mit perforierter Spitze bei Messung an Luft (Quelle: Stein et al. 2018)



Abbildung 13: Kolmationsmessungen im Unterlauf des Bitburger Stausees am 06.10.2020

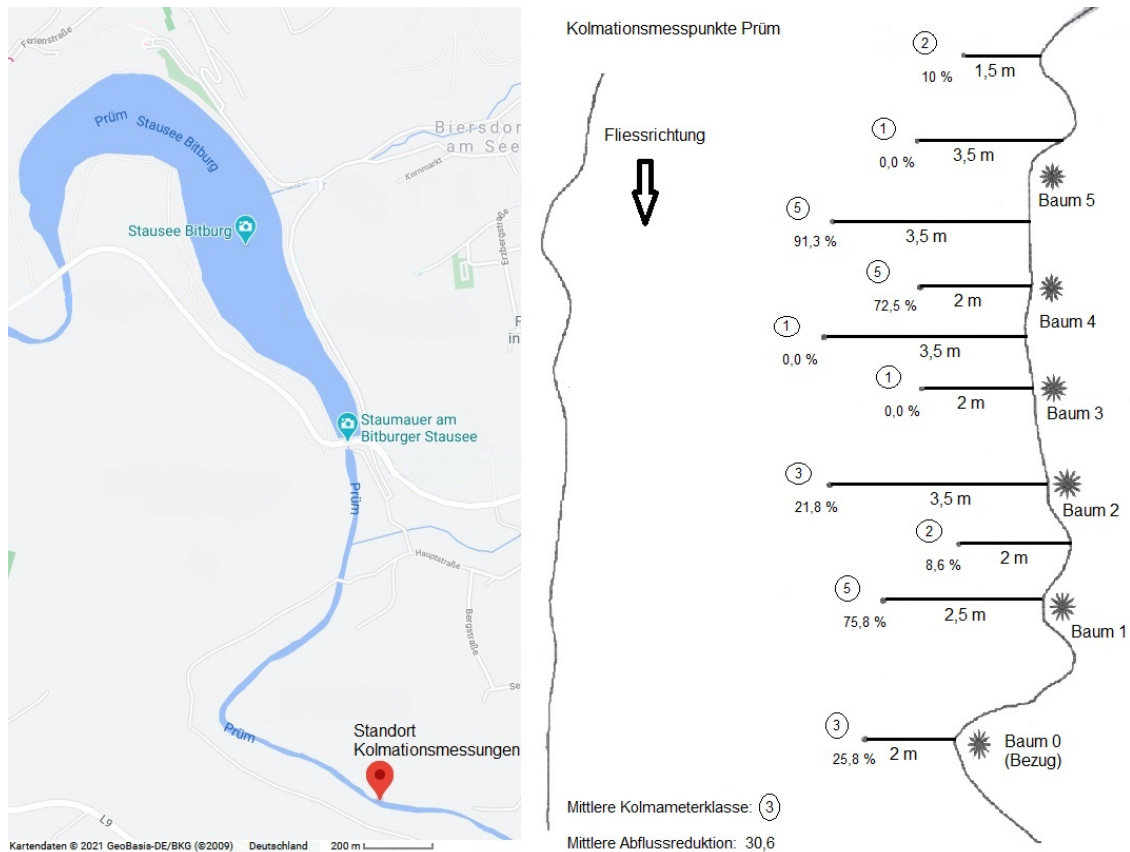


Abbildung 14: Standort der Kolmationsmessungen (links) und Draufsicht der zehn Einzelmessungsstandorte Lage und Ergebnis der zehn Einzelmessungen mit Abflussreduktion in % und Kolmimeterklasse (eingekreist) rechts. Die Bäume dienen als Orientierung zur späteren Reproduktion der Messstellen für folgende Messungen. Die Nummerierung der Messpunkte erfolgte entgegen der Fließrichtung

1.4.2 Ergebnisse

Die Erstuntersuchung im Rahmen des Projektes fand am 17.10.2019 unmittelbar vor dem für den 18.10.2019 geplanten Abstau statt. Am 6.10.2020 wurden zehn Tage vor Abstaubeginn Vergleichsmessungen durchgeführt. Die dritte Vergleichsmessung erfolgte am 15.10.2021.

Insgesamt ergab sich bei den Wiederholungsmessungen für den Abschnitt eine Abflussreduktion von 20,68 % (Kolmimeterklasse 2) im Jahr 2020, sowie von 38,18 % (Kolmimeterklasse 3) im Jahr 2021. Nachdem im Jahr 2020 eine „schwache innere Kolmation“ vorlag, ergab sich für das Jahr 2021 (wie auch 2019) eine „mittlere innere Kolmation“. Der Vergleich aller Messergebnisse ist in Abbildung 15 zusammengestellt.

17.10.2019			06.10.2020			15.10.2021		
MP	Abflussreduktion (%) Messung 2019	Kolmimeterklasse Messung 2019	MP	Abflussreduktion (%) Messung 2020	Kolmimeterklasse Messung 2020	MP	Abflussreduktion (%) Messung 2021	Kolmimeterklasse Messung 2021
1	25,76	3	1	51,71	4	1	95,70	5
2	75,76	5	2	21,46	2	2	37,44	3
3	8,59	2	3	32,68	3	3	32,66	3
4	21,72	2	4	16,59	2	4	50,68	4
5	0,00	1	5	0,49	1	5	13,70	2
6	0,00	1	6	57,56	4	6	50,68	4
7	72,46	5	7	18,05	2	7	20,77	2
8	91,30	5	8	1,95	1	8	34,78	3
9	0,00	1	9	0,00	1	9	10,63	2
10	9,95	2	10	6,34	2	10	34,72	3
MW	30,55	2,7	MW	20,68	2,2	MW	38,18	3

Vergleich der im Sediment gemessenen Durchlässigkeiten



Abbildung 15: Vergleich von Abflussreduktion und Kolmimeterklasse (oben), sowie grafischer Vergleich der Kolmimeterklassen (unten) der zehn Messpunkte.

Die Beprobung des Stausees Bitburg hat einen für Stauhaltungen durchaus üblichen, hohen Anteil abgelagerter Feinsedimente offenbart. Entsprechend niedrig ist das Kolmationspotenzial der Prüm im Anschluss an den Stausee zu bewerten, was sich auch in den Messergebnissen widerspiegelt. Eine weitere Ursache für starke innere Kolmation kann die vollständige Unterdrückung der natürlichen Abflussdynamik durch Stauhaltungen und folglich das Ausbleiben natürlicher Hochwasserereignisse sein. Die so ausbleibende Umlagerung der Sedimente kann auch bei geringen Feinsedimentkonzentrationen im Gewässer langfristig zu innerer Kolmation führen, da das Freispülen der Porenräume durch Umlagerung unterdrückt wird.

Die Messergebnisse zeigen für die Prüm ein ähnliches Kolmationsniveau innerhalb der letzten 3 Jahre, wobei die im Jahr 2020 durchgeführte Messung eine leichte Verbesserung des Kolmationsgrades ergab. Folglich kann für die Prüm auch im Unterlauf des Stausees

Bitburg auf eine Abflussdynamik geschlossen werden, welche gewässerökologisch bedeutende Sohlumlagerungen bewirken kann. Die Voraussetzungen der beiden Messungen waren dabei durchaus unterschiedlich, da der Abstau 2018 regulär durchgeführt wurde, während der Abstauvorgang 2019 hochwasserbedingt ausgesetzt wurde und stattdessen ein langsames Absenken über eine Woche stattfand. 2020 wurde dieses Vorgehen trotz Ausbleiben eines Hochwassers wiederholt. Folglich ging den Kolmationsmessungen von 2019 noch ein regulärer Abstau voraus, 2020 war dies nicht der Fall.

Jedoch legen die erhobenen Messdaten der Mutliparametersonden nahe, dass ein zeitlich gestreckter Abstau nahezu keine Auswirkung auf die Sedimentablagerungen im Stausee hat (siehe Abschnitte 2.2.1 und 2.2.2).

Obwohl bei der Beantragung des FuE-Projektes keine Kolmationsmessungen geplant und somit auch keine Gelder hierfür einkalkuliert waren, entschied man sich aufgrund deren Aussagekraft während der Bearbeitung dann doch für die Durchführung einiger Messungen – die Kosten dazu konnten teilweise aus den Projektmitteln umgewidmet werden und wurden teilweise in Eigenleistung getragen. Aufgrund der geringen Auswirkung des langsamen Abstaus 2020 wurde zudem auf eine Vergleichsmessung nach dem Abstauereignis verzichtet, um nochmals Messungen im Zuge des Abstaus im Oktober 2021 durchführen zu können.

1.5 Einrichtung des Monitorings

1.5.1 Messgeräte

Um die gewässerbiologischen Auswirkungen der betrachteten Maßnahmen bewerten zu können, sollen neben der Kolmation auch die Parameter Sauerstoffgehalt, Trübung und Temperatur kontinuierlich erfasst werden. Zu diesem Zweck wurden zwei Multiparametersonden des Typs MPS-D8 der Firma Seba Hydrometrie angeschafft (siehe Abbildung 16). Enthalten sind Sensoren zur Messung von Druck, Temperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoff und Trübung. Zusätzlich berechnet die Sonde Salinität, Wasserdichte, gelöste Stoffe TDS, Sauerstoffsättigung und suspendierte Stoffe TSS. Für Wasserstands- und Trübungssensor musste bei der Bestellung der Messbereich gemäß der geplanten Nutzung gewählt werden. Da mit zunehmendem Messbereich die Messungenaugigkeit zunimmt sollten die Sensoren möglichst optimal für die örtlichen Gegebenheiten ausgelegt werden. Für den

Wasserstand wurde dementsprechend ein Messbereich von 0-4 m gewählt, für die Trübung 0-5000 NTU, um Messausfällen durch starke Trübung z.B. im Fall von Hochwassern vorzubeugen. In Tabelle 5 sind alle Sensoren mit Messbereich und Genauigkeiten aufgeführt.

Tabelle 5: Messbereich und Genauigkeit der Sensoren des MPS-D8

Sensor	Messbereich	Genauigkeit
Wasserstand	0 – 4 m	+/- 0,1 % des Messbereichs
Leitfähigkeit	0 – 200 mS/cm	+/- 1 μ S (>200 μ S +/- 0,5 %)
Sauerstoff (optisch)	T=25 °C 0,08 – 25 mg/l T=3 °C 0,013 – 25 mg/l	+/- 0,02 mg/l für MW < 2 mg/l +/- 1 % des MW für MW > 2 mg/l
Trübung	0 – 5000 NTU	+/- 1 % vom Messbereichsende



Abbildung 16: Multiparametersonde "MPS-D8" der Firma Seba Hydrometrie (Quelle: Seba Hydrometrie)

Die Sonden wurden funktionsgeprüft und kalibriert ausgeliefert. Für alle eingebauten Sonden beträgt das Kalibrierintervall 12 Monate, sodass im Feldeinsatz keine aufwendigen Kalibrierungen vorgenommen werden müssen. Der Wartungsaufwand reduziert sich auf das regelmäßige Auswechseln der Batterien und das Auslesen der Messdaten. Nach einjähriger Benutzung erfolgt dann die erneute Kalibrierung der gesamten Sonde.

1.5.2 Einrichtung der Messstationen

Die beschriebenen Multiparametersonden wurden zur Erfassung der Auswirkungen von Abstauereignissen und kontinuierlichem Sedimenttransfer im Oktober 2020 an den in Abbildung 17 dargestellten Standorten installiert.



Abbildung 17: Standorte der installierten Messgeräte (Quelle: Google maps)

Standort 1 befindet sich am gewässerkundlichen Pegel Wiersdorf ca. 330 Meter hinter der Staumauer des Stausees (siehe Abbildung 18). In diesem Bereich zeichnet sich die Prüm durch ein mittels Wasserbausteinen angelegtes Trapezprofil aus, welches im Bereich des Pegels in ein betoniertes Trapezprofil übergeht. Anschließend folgt eine Aufweitung des Fließquerschnitts, wobei keine Ufer- oder Sohlverbauung mehr vorhanden ist.



Abbildung 18: Messstation 1 am Pegel Wiersdorf

In diesem verbauten Abschnitt der Prüm ist wegen der dortigen hohen Strömungen davon auszugehen, dass keine Sedimentablagerungen im Gewässer stattfinden. Der Messgerätstandort dient folglich vornehmlich dazu, die Gesamtbelastung freigegebener Sedimente zu ermitteln.

Um die Auswirkungen möglicher Sedimentabgaben aus dem Stausee auf das Unterwasser und den weiteren Gewässerlauf der Prüm bewerten zu können, wurde der Standort für das zweite Messgerät im Abstand von ca. einem Kilometer flussabwärts zur ersten Messstelle gewählt (siehe Abbildung 19). Zwischen beiden Messstandorten befindet sich die Einleitung der Kläranlage Wiersdorf.



Abbildung 19: Messstation 2, ca. 1 km flussabwärts von Messstation 1

1.5.3 Optische Gewässerüberwachung

Das Monitoring des EuMES-Forschungsprojekts wurde um eine optische Überwachung ergänzt, um Messergebnisse im Zweifelsfall plausibilisieren zu können. Dazu wurden im Oktober 2020 an zwei Gewässerstellen im Unterlauf des Bitburger Stausees Wildkameras installiert. Diese wurden mit Blick auf die Gewässersohle ausgerichtet und im Zeitraffer-

Betrieb so eingestellt, dass sie einmal am Tag ein Bild aufnehmen. Die Intention dahinter war, allein mit dem menschlichen Auge Änderungen der Gewässersohle in Bezug auf Sedimentablagerungen festzustellen. Mit der Installation der Kameras vor dem Abstau und der Beobachtung des Gewässers während und für nunmehr fünf Monate nach dem Abstau sollten Folgen des Abstaus und im weiteren Verlauf des Forschungsprojekts auch langfristige Folgen des Abstaus sowie des Sedimenttransfers erkannt werden.

In Abbildung 20 sind die Standorte der Kameras eingezeichnet und die Anbringungen dargestellt. Eine exemplarische Fotoreihe, die optisch Änderungen der Gewässersohle von Oktober 2020 bis Ende März 2021 mit Einfluss des Abstaus vom 15. bis 18. Oktober 2020 zeigt, kann dem Kapitel 2.2.3 der laufenden Arbeiten entnommen werden.



Abbildung 20: Kartierung und Anbringung der Wildkameras (openstreetmap.org)

1.5.4 Biochemischer Sauerstoffbedarf

Als weitere Ergänzung des Monitorings kam ein Messgerät zur Eigenkontrolle des Biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB) zum Einsatz. Mit dem sogenannten respirometrischen OxiTop®-Messsystem (s. Abbildung 21 mit seinen technischen Daten) wird der BSB in Gewässerproben der Prüm gemessen, der Aufschluss auf eine mögliche sauerstoffzehrende Wirkung der Sedimentmanagementmaßnahmen auf Lebewesen geben soll. Dazu wird nach DIN EN 1899 -2: 1998-05 (1998) eine definierte unverdünnte Probe mit einer

NaOH-Tablette zum Austreiben des in der Probe befindlichen Sauerstoffs versetzt und unter stetigem Rühren der Sauerstoffaustrieb innerhalb von 5 (BSB₅) oder 7 (BSB₇) Tagen in mg/l im Messkopf gemessen. Die Messung mit OxiTop beruht auf einer Druckmessung des geschlossenen Systems. Die in der Probe befindlichen Mikroorganismen verbrauchen den Sauerstoff und bilden dabei CO₂. Dieses wird mit NaOH absorbiert. Es entsteht ein Unterdruck, der als Messwert direkt in mg/l BSB abgelesen werden kann. Mit dem eingesetzten Probenvolumen wird reguliert, wieviel Sauerstoff zur Verfügung steht, damit ein vollständiger BSB ablaufen kann.



Abbildung 21: OxiTop®-Messsystem mit technischen Daten (Xylem 2021)

Druckbereich	500 bis 1250 (hPa)
Wählbare Messdauer	1 bis 7 (Tage)
Wählbare Proben-Volumina	22,7; 43,5; 97,0; 164; 250; 365; 432 (ml)
BSB-Messbereich	0 bis 4000 (mg/l)
Strombezug	50/60 (Hz) über 100-240 VAC
Messköpfe	Menügesteuert, hinterleuchtetes LCD-Graphikdisplay, Kontroll-LED, Kurvendarstellung, Momentanwertausgabe

1.6 Analyse der Entwicklung der Feinsedimentdynamik der Prüm

Die Sedimentdynamik in Gewässern unterliegt zwei gegenläufigen Effekten. Einerseits nehmen klimawandelbedingt die Sedimentfrachten weltweit zu. Andererseits erreichen durch die zahlreichen Stauhaltungen und Querbauwerke immer weniger Sedimente die Küste. Dabei hat die Sedimentfracht „eine Schlüsselposition im Verständnis von Gewässern, da sie die hydromorphologische Ausprägung und alle trophischen Ebenen des Ökosystems beeinflusst“ (Scheidler 2021, S.1). Für ein nachhaltiges Stauraummanagement ist die Identifikation der aktuellen Entwicklung der Sedimentdynamik aufgrund der weitreichenden Auswirkungen auf Stauhaltung, Gewässer bzw. Ökosysteme unerlässlich.

Für Prüm und Enz konnte die Entwicklung der Feinsedimentdynamik und deren Einfluss auf die Gewässergüte im Zeitraum von 2006 bis 2019 anhand der an den chemischen Messstellen Echtershausen (EH), Irrel (IR) und Enz Mündung (EM) erhobenen Daten zu Trübung und chemischen Parametern untersucht werden. Ergänzt wurden die Daten durch die aufgezeichneten Abflüsse an den gewässerkundlichen Pegelmessstellen Echtershausen, Wiersdorf, Sinspelt und Prümzurlay. Gewässerlauf und Lage der Messstellen ist Abbildung 22 zu entnehmen.



Abbildung 22: Einzugsgebiete nach WRRL und Messstationen des Untersuchungsgebietes (nicht maßstäblich (Scheidler 2021, S. 17 nach MKUEM RP o.J.))

1.6.1 Schwebstofffracht

Aus der Trübung kann die tatsächliche Schwebstofffracht nicht direkt ermittelt werden. Jedoch besteht zwischen beiden Größen eine Korrelation, sodass bei bekanntem Zusammenhang Schwebstofffrachten aus Trübungsmessungen errechnet werden können. Hierfür können Einzelmessungen der abfiltrierbaren Stoffe (AFS) herangezogen werden, welche an allen Messstationen vorgenommen wurden. Dabei ergab sich für alle Messstationen eine hohe Korrelation ($R^2 > 0,9$) zwischen Trübung und Schwebstofffracht (siehe

Abbildung 23), was die Eignung der Trübung zur qualitativen Abbildung der Feinsedimentdynamik bestätigt.

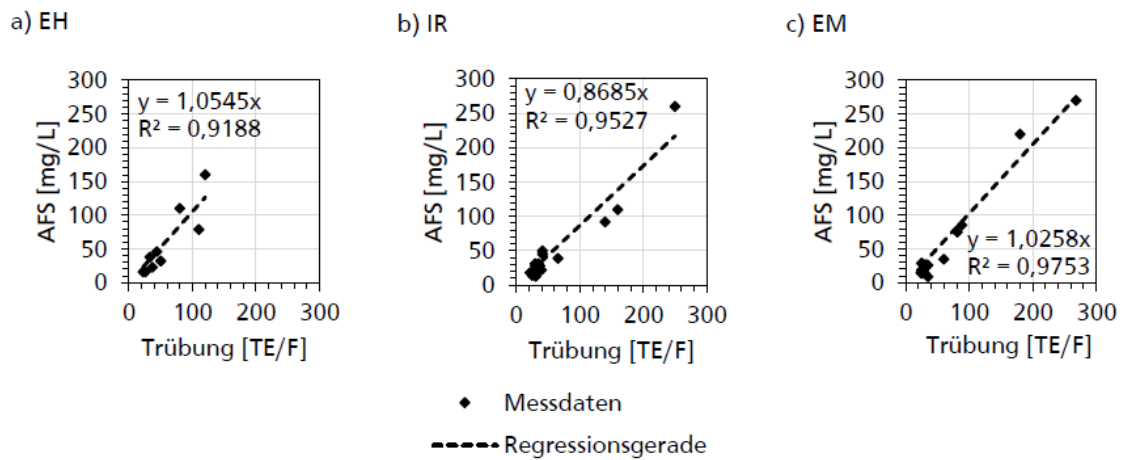


Abbildung 23: Korrelations- und Regressionsanalyse zwischen Trübung und AFS an allen Messstationen (Scheidler 2021, S. 28)

Auf dieser Basis konnten mittlere jährliche Schwebstofffrachten ermittelt werden, welche in Tabelle 6 dargestellt sind.

Tabelle 6: Vergleich der mittleren jährlichen Schwebstofffrachten aller Messstellen (nach Scheidler 2021)

Pegel	Mittlere jährliche Schwebstofffracht [t/a]
Echtershausen (EH)	1130
Irrel (IR)	2646
Enz Mündung (EM)	532

Dass die höchste Fracht in Irrel erreicht wird (selbst wenn der Beitrag der einmündenden Enz abgezogen wird) legt nahe, dass der Bitburger Stausee die Feinsedimentdynamik im Unterlauf der Prüm nicht nachhaltig beeinflusst. Die durchgeführten Vermessungen des Sees belegen eine zunehmende Verlandung und entsprechende Filterwirkung, dieser Einfluss wird auf der längeren Fließstrecke bis Irrel jedoch überkompensiert.

1.6.2 Trübung

Zur Ermittlung der Entwicklung der Feinsedimentdynamik kann die Trübung direkt herangezogen werden. Der zeitliche Verlauf der Messergebnisse ergänzt durch den gleitenden Mittelwert über ein Jahr sind für alle Messstationen in Abbildung 24 dargestellt.

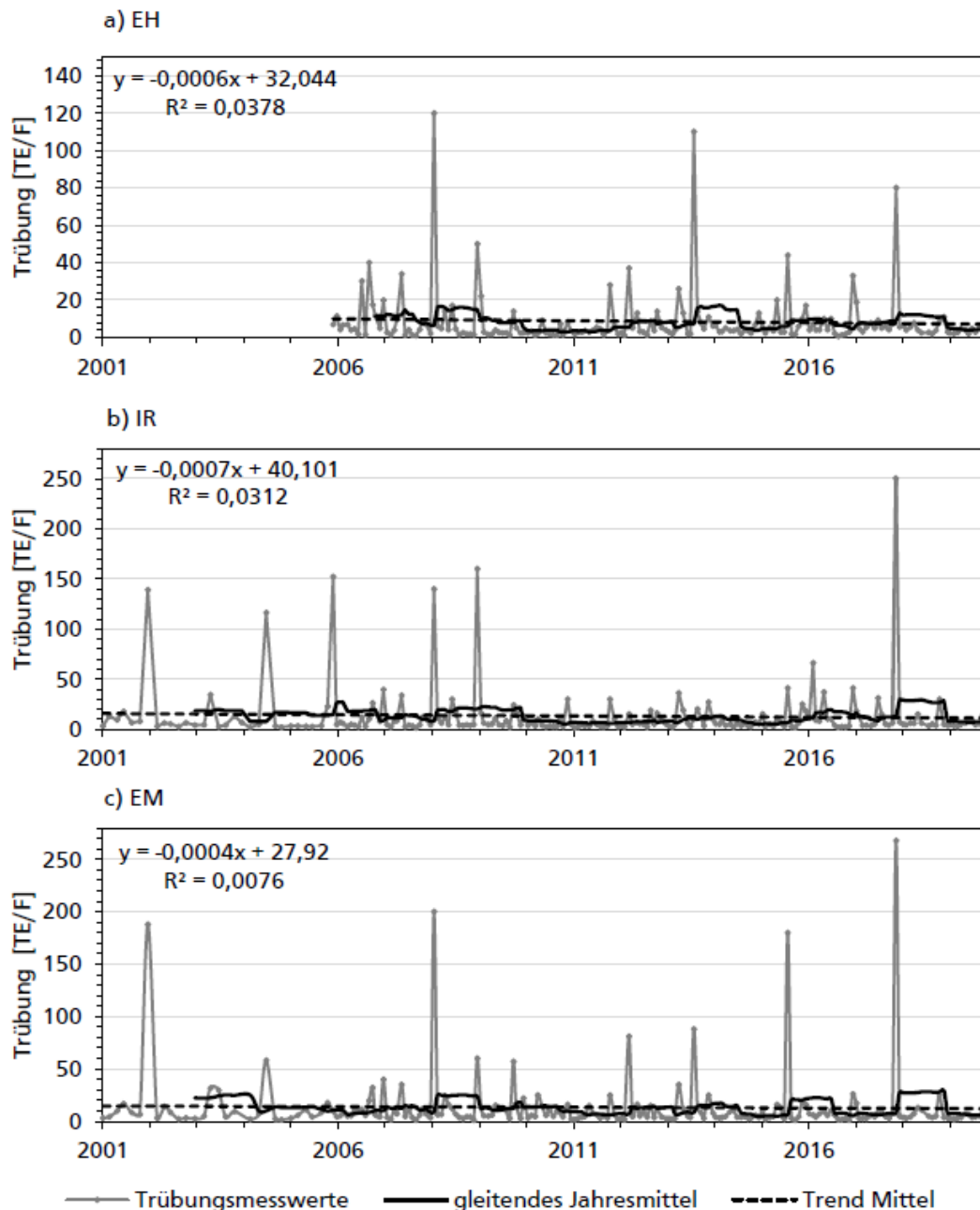


Abbildung 24: Zeitreihe der Trübungsdaten an allen Messstationen sowie gleitender Mittelwert und dessen Trend (aufgrund fehlender Daten abweichender Achsenbereich bei EH (Scheidler 2021, S. 29))

Dabei zeigt sich für die Trübung an allen Messstationen ein leicht abnehmender Trend, welcher für die Stationen EH und IR statistisch signifikant ausfällt. Die daraus errechnete mittlere Abnahme der Trübung ist in Tabelle 7 angegeben.

Tabelle 7: Jährliche Abnahme der Trübung an allen Messstationen (nach Scheidler 2021)

Pegel	Jährliche Abnahme [TE/F /a]
Echtershausen (EH)	0,22
Irrel (IR)	0,26
Enz Mündung (EM)	0,14

Bezogen auf den jährlichen Mittelwert ergeben sich geringe prozentuale Änderungsraten zwischen 1 – 3 %. Der Auswertzeitraum (2001 bis 2019) ist jedoch aufgrund der Datenlage stark eingeschränkt.

Für den Abfluss ergaben sich an allen Messstellen statistisch signifikante negative Trends. Die Reduktionsraten pro Jahr fallen jedoch mit $<0,04 \text{ m}^3/\text{s}$ bzw. $< 1\%$ des MQ noch geringer als bei der Trübung aus. Die beispielhafte Auswertung für den Pegel Irrel ist in Abbildung 25 dargestellt.

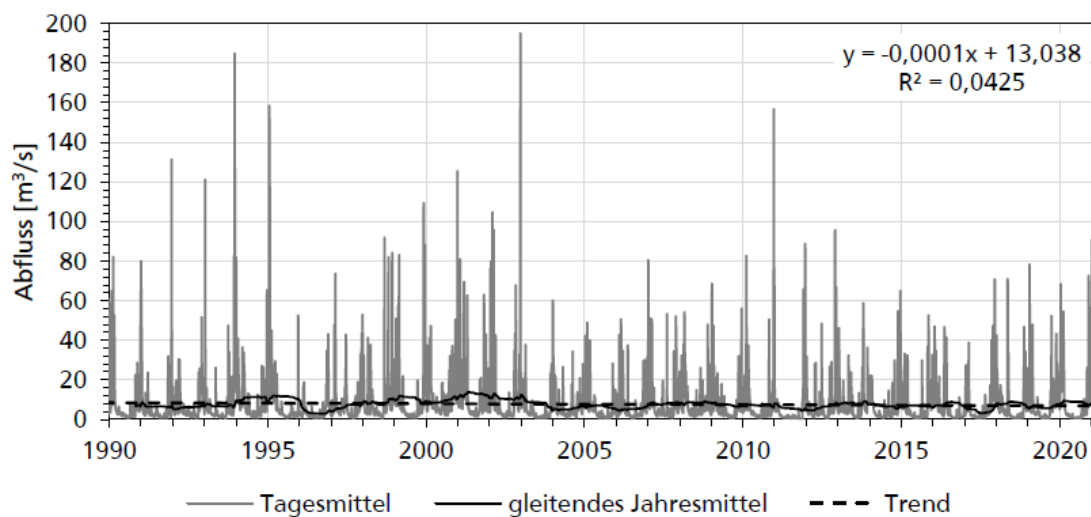


Abbildung 25: Zeitreihe der Pegelganglinie an der Messstation IR mit gleitendem Mittelwert sowie dessen Trend (Scheidler 2021, S. 31)

1.6.3 Gewässergüte

Mit Hilfe der an allen Messstationen ermittelten chemischen Parameter konnte zudem die zeitliche Entwicklung der Gewässergüte analysiert werden. Die Ergebnisse der Messstation Echtershausen sind in Tabelle 8 dargestellt, die Ergebnisse der weiteren Stationen sind im Anhang unter Abschnitt 6.4 zu finden.

Tabelle 8: Entwicklung der Gewässergüte an Messstelle EH (Einstufungen je nach Farbe: weiß = sehr gut; hellgrau = gut; dunkelgrau = mäßig; k.A.=keine Angabe, fehlende Messwerte (Scheidler 2021, S. 41)

Echtershausen		2002 – 2004	2005 – 2007	2008 – 2010	2011 – 2013	2014 – 2016	2016 – 2019
T _{Winter}	[°C]	k.A.	6,0	6,1	8,3	8,3	7,7
T _{Sommer}	[°C]	k.A.	20,6	20,7	20,8	23,1	24,5
O ₂	[mg/L]	k.A.	10,5	8,4	9,4	9,7	9,6
BSB5	[mg/L]	k.A.	4,2	1,8	1,9	1,8	1,9
TOC	[mg/L]	k.A.	4,9	3,7	3,7	3,8	3,3
Cl ⁻	[mg/L]	k.A.	39,2	40,4	42,0	38,1	48,3
SO ₄ ²⁻	[mg/L]	k.A.	15,8	17,4	18,2	19,6	21,3
pH _{min}	[–]	k.A.	7,6	7,5	7,5	7,7	7,4
pH _{max}	[–]	k.A.	9,4	8,9	9,6	9,2	9,2
Fe	[mg/L]	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	0,16
o-P	[mg/L]	k.A.	0,05	0,05	0,06	0,07	0,05
Ges-P	[mg/L]	k.A.	0,08	0,08	0,09	0,10	0,08
NH ₄ ⁺ -N	[mg/L]	k.A.	0,06	0,04	0,09	0,08	0,07
NO ₂ -N	[mg/L]	k.A.	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Gesamt		k.A.	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig

Besonders auffällig ist die deutliche Erwärmung die zwischen den Jahren 2011 und 2019 stattfindende Erwärmung und der erhöhte pH-Wert. Beide Tendenzen zeigen sich auch an den anderen Standorten. BSB5 und TOC zeigen dagegen an allen Stationen einen negativen Trend. Die Nährstoffe bewegen sich bei Echtershausen auf nahezu gleichbleibendem Niveau im „guten“ Bereich, tragen jedoch an den anderen Messstellen zu einem mäßigen Ergebnis bei.

Die Gesamtbewertung „mäßig“ haben alle Stationen für die aktuellsten Messwerte aus dem Jahr 2019 gemeinsam. Ausschließlich bei Irrel wurde zwischenzeitlich ein guter Zustand erreicht, eine erneute Zunahme von Phosphor-Gehalt und Temperatur haben jedoch erneut zur Abstufung auf „mäßig“ geführt.

2 Laufende Arbeiten

Im Projekt sollten die Maßnahmen Stauraumpülung und kontinuierlicher Sedimenttransfer vergleichend eingesetzt werden. Die Durchführung einer umfassenden Stauraumpülung ist nicht möglich, folglich wird das jährliche Abstauereignis beim Übergang vom Sommer- in den Winterstau als Teilpülung begleitet. Eine vertiefte Betrachtung von Stauraumpülungen erfolgt dann mittels numerischer Modellierung.

2.1 Kontinuierlicher Sedimenttransfer

Der Kontinuierliche Sedimenttransfer wurde bereits im Zwischenbericht 1 durch eine Verfahrensbeschreibung samt Schaubild (vgl. Kapitel 2.1.1 Zwb1) sowie über den Betriebsplan (vgl. Kapitel 2.1.2 Zwb1) beschrieben. Kapitel 2.1.3 des Zwischenberichts 1 ging auf die Vorarbeiten für die Einrichtung des kontinuierlichen Sedimenttransfers am Bitburger Stausee ein, welche folgende Punkte umfassen:

1. die Erstellung des Betriebsplans auf Grundlage der vorherrschenden Hydrologie,
2. die Dimensionierung, Konstruktion und Fertigung der technischen Anlagenkomponenten,
3. die Anpassung des Windensystems und der Automatisierung,
4. die Rechts- sowie Genehmigungslage.
5. die Installation der Aufnahmeeinrichtung und Transferleitung und

Punkt 1 wurde bereits im Jahr 2019 erarbeitet. Punkt 2 und 3 wurden in den Jahren 2020 und 2021 abgeschlossen, indem eine auf die Randbedingungen des Bitburger Stausees angepasste vollautomatische Sediment-Verlagerungseinrichtung („MiniMover“) gefertigt wurde. Der MiniMover sollte zu Testzwecken auf dem Bitburger Stausee eingesetzt werden. Punkt 5 kann erst nach Abschließen von Punkt 2, 3 und 4 und mit Erlaubnis des Zweckverbandes Stausee Bitburg als Eigentümer und Gewässerunterhaltungsverantwortlicher erfolgen.

Erhebliche sukzessive Erschwernisse und Verzögerungen zur Rechts- und Genehmigungslage (Punkt 4) beeinflussten den weiteren Projektablauf und verhinderten dabei letztendlich die praktische Durchführung der Feldversuche (siehe Abschnitt 2.4). Die bis Anfang 2023 im Rahmen einer verlängerten Projektlaufzeit durchführbar schienen. Aus Effizienzgründen wurde daher das automatische Arbeitsgerät wie geplant konzipiert, konstruiert/ausgelegt, anlagentechnisch fertiggestellt, programmiert, der an Land möglichen

Funktionsumfang („trockene Inbetriebnahme“) getestet. Hierzu wurden u.a. die Schaltfolge aller steuerbaren technischen Komponenten angesprochen und optimiert, Sensoren justiert, der Windenbetrieb inkl. der Auslösung der Seilenschalter durch vorgespannte Seilenden getestet, Förder- und Spülpumpe durch unterbaute Behälter auch nass in Funktion gesetzt (die war wichtig, um die Drehrichtung des 400V-Drehstromfelds zu prüfen) und die Ansprache der Trübungsmessung kalibriert. Nachfolgend sind in Abbildung 26 Bilder vom Bau des MiniMover sowie die zugehörige Konstruktionszeichnung dargestellt. Die Grundkonstruktion ist bereits mit den Schwimmkörpern verbunden und die Steuerungstechnik im Schaltschrank gebündelt.

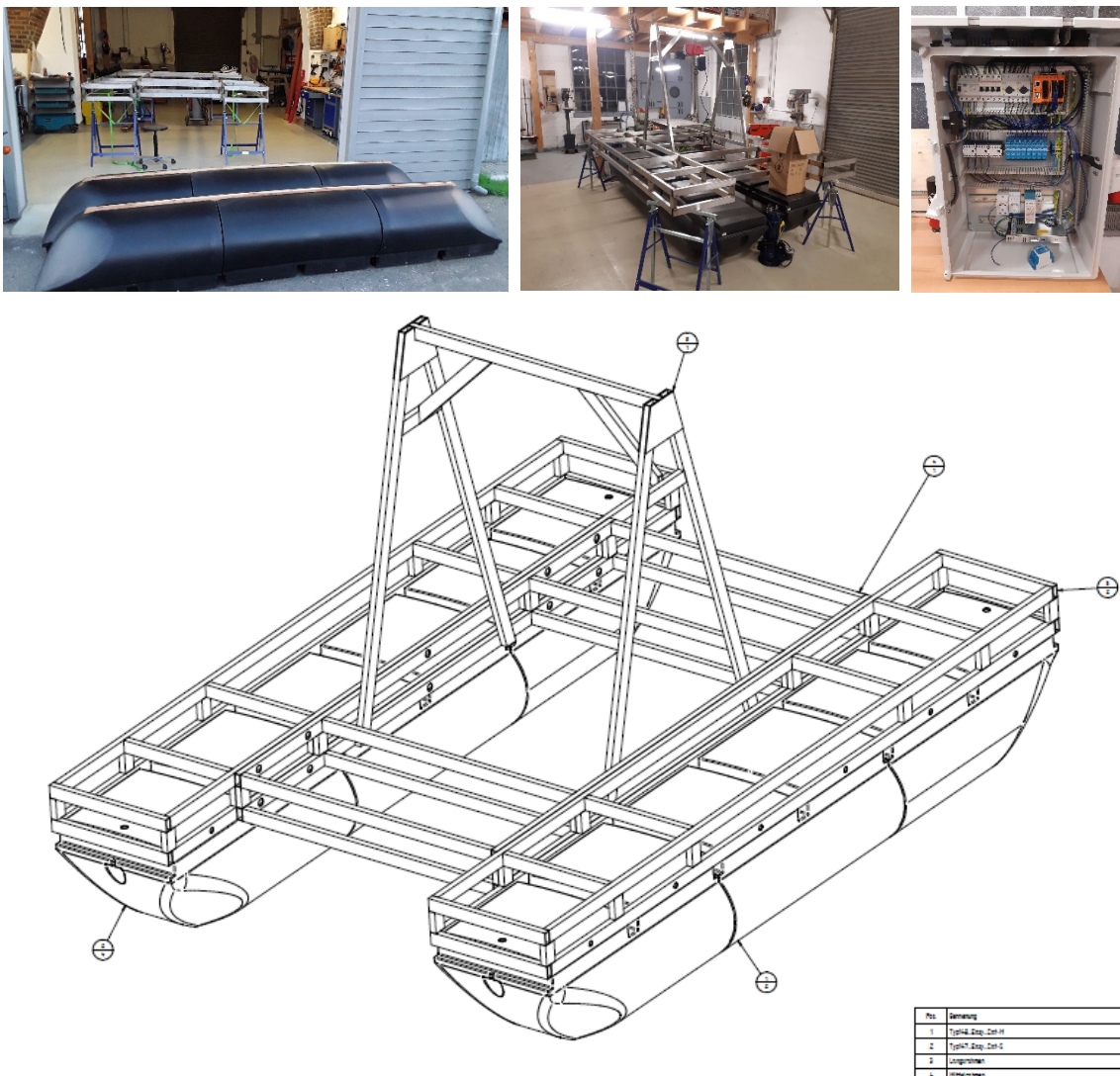


Abbildung 26: Aufnahmen und die Konstruktionszeichnung vom Bau des MiniMover

Der weitgehend fertig gestellte Zustand ist in Abbildung 27 dargestellt. Zu sehen sind die auf dem Rahmen montierten Trittroste, die an einem automatisierten Kettenzug eingehängte Förderpumpe, Förderleitung (orange) und Spülleitung (gelb) die montierten Positionierwinden (mittig vorne und rechts/links am hinteren Ende, wobei die linke Winde vom Steuerungsschrank verdeckt wird) sowie die anschlussfertige Verkabelung.

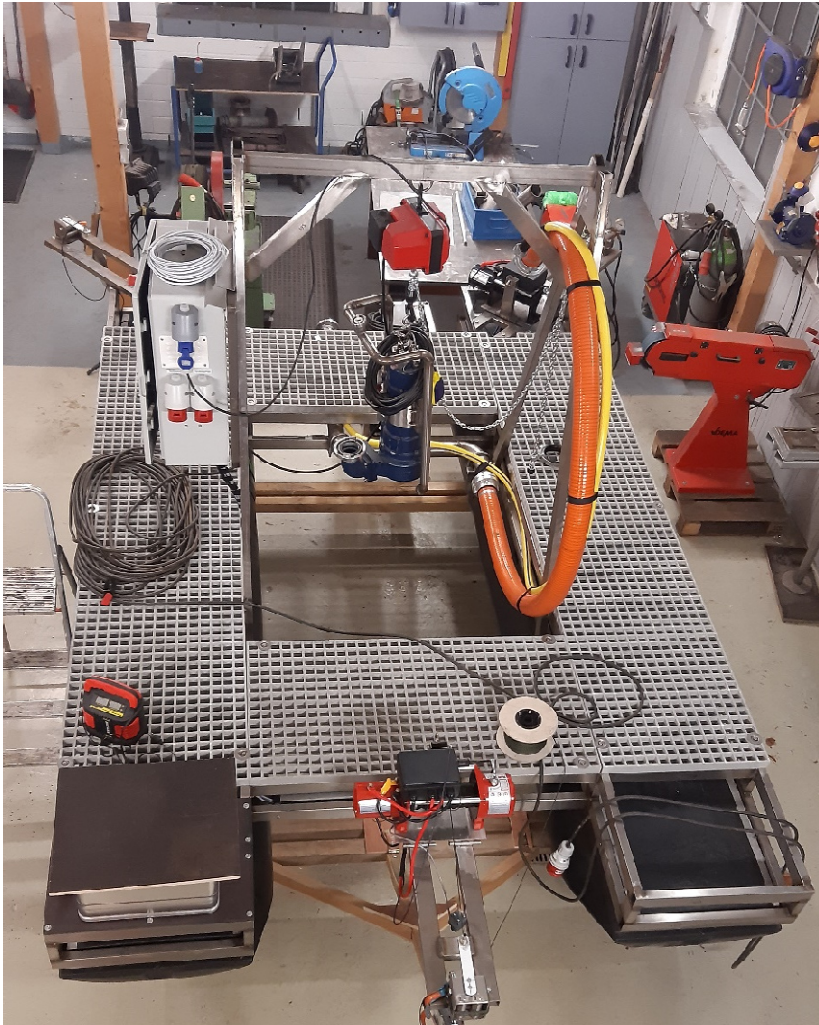


Abbildung 27: weitgehend fertiggestellte Sedimentverlagerungseinrichtung (MiniMover)

Das Gerät wurde dann bis zur vorgesehenen Verwendung wettergeschützt eingelagert.

2.2 Monitoring Abstau

Der Abstau im Oktober 2020 wurde entgegen der sonst üblichen Praxis nicht in einem Zeitraum von ca. 24 Stunden, sondern stattdessen zeitlich gestreckt über eine Woche

vollzogen. Ursache hierfür waren laut Aussage des Betreibers das Ausfallen eines üblicherweise jährlich im Zuge des Abstaus stattfindendes Kanurennen auf der Prüm. Bei nicht stattfinden des Rennens bestünden rechtliche Restriktionen, die eine Verlangsamung des Abstauprozesses erfordern.

Als Starttermin war der 17.10. kommuniziert worden, der Start des Monitorings war entsprechend für den 16.10. geplant. Das kurzfristige Vorziehen des Termins auf den 15.10. und die verspätete Ankündigung der Verschiebung seitens des Betreibers hatte zur Folge, dass die Messgeräte trotz Vorverlegung des Abstaus erst am 16.10. in Betrieb gegangen sind. Folglich konnte nicht das gesamte Ereignis erfasst werden, allerdings waren durch die veränderte Verfahrensweise auch keine großflächigen Sedimentbewegungen zu erwarten. Ohnehin wären größere Sedimentbewegungen vornehmlich gegen Ende des Abstaus bei abnehmender Wassertiefe und Fließquerschnitt bzw. daraus resultierend zunehmenden Fließgeschwindigkeiten und Sohlschubspannungen zu erwarten.

Aussagekräftigere Daten hätten im Zuge des Abstaus im Oktober 2021 gewonnen werden können, sofern hier wieder nach der ursprünglichen Methode verfahren wird. Bis zu einer geplanten Durchführung der Feldversuche wurde aus Effizienzgründen die Datengewinnung ausgesetzt.

Bei der Datenauswertung stehen mögliche ökologische Auswirkungen auf das Unterwasser bzw. den weiteren Verlauf der Prüm durch Stauraumspülungen bzw. des Abstaus im Fokus. Abbildung 28 zeigt daher zum Vergleich die üblichen Auswirkungen herkömmlich durchgeführter Stauraumspülungen.

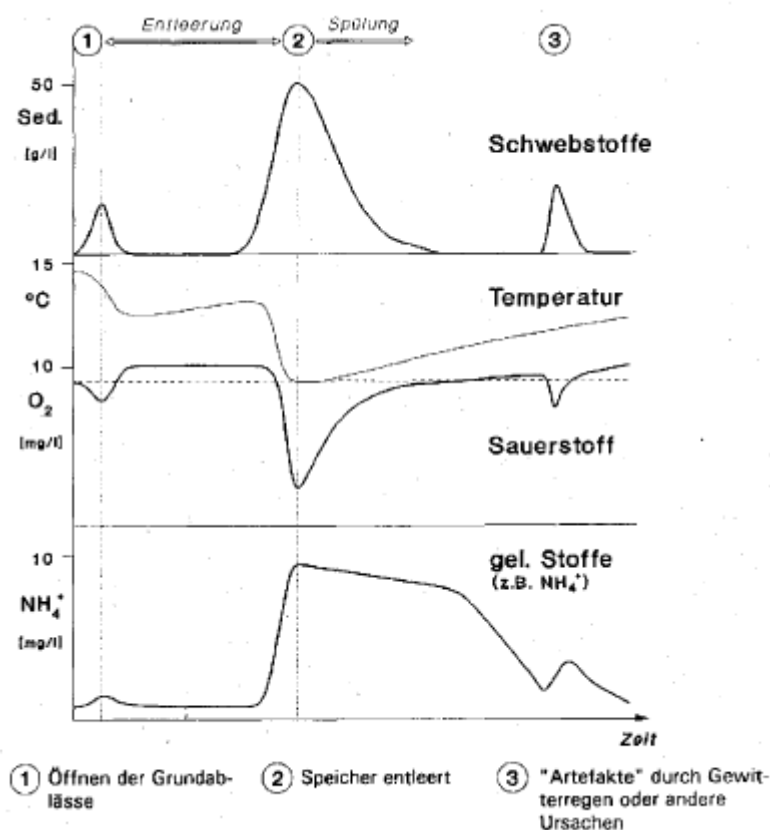


Abbildung 28: Schematische Darstellung der zeitlichen Abläufe chemisch-physikalischer Belastung des Wasserkörpers im Unterwasser bei Stauraumpülungen (Quelle: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) 1994, S. 23)

Nach vorheriger Absenkung des Wasserspiegels mit Beginn der eigentlichen Spülung ist ein starker Anstieg der Sedimentkonzentration zu verzeichnen. Dabei kann dieser zum einen auf im Stauraum erodierte Sedimente zurückgeführt werden, andererseits können auch die erhöhten Fließgeschwindigkeiten im Unterlauf zur weiteren Erosion von Ablagerungen führen. Im eigentlich Gewässerbett der Prüm ist dies aufgrund der verbauten Sohle zwischen Staumauer und Pegel nicht zu erwarten. Allerdings führt der erhöhte Abfluss zur Überströmung der Uferbereiche, insbesondere im Anschluss an das Tosbecken und im weiteren Gewässerverlauf bis zur Aufweitung des Fließquerschnitts hinter dem Pegel Wiersdorf. Erosion von Sedimenten ist in diesem Bereich daher möglich.

In Schichten abgelagerter Sedimente können anaerobe Bedingungen herrschen, auf den umliegenden Wasserkörper haben diese Sauerstoffzehrende Wirkung. Mit zunehmender Wassertiefe nimmt daher die Sauerstoffkonzentration ab. Bei Spülungen kann somit zum einen durch das Austreten von sauerstoffarmen, sohnahen Wasser der Sauerstoffgehalt des nachfolgenden Gewässers beeinträchtigt werden. Weiterhin führt auch die Erosion

und Suspension von sauerstoffarm abgelagerten Sedimenten zu einer zusätzlichen Sauerstoffzehrung im Wasserkörper. Dieser Mechanismus ist insofern von Bedeutung, da die auftretende Sauerstoffzehrung im Vergleich zu natürlichen Hochwassern erhöht ist. Organische Anteile der Sedimentablagerungen werden unter anaeroben Abbauprozessen chemisch reduziert. Dabei entstehende Abbauprodukte werden bei an der Gewässersohle meist hohem hydrostatischen Druck an der großflächigen Freisetzung gehindert. Im Falle von Spülungen wird dieser Druck herabgesetzt, was zu Aufwirbelung und Abtransport und somit zum in Abbildung 28 gezeigten Anstieg der im Wasser gelösten Stoffe führen kann. (BUWAL S.22-23)

Die Bewertung der ökologischen Auswirkungen durch umfassende Erfassung und Auswertung chemischer Parameter ist im Rahmen des Projektes nicht vorgesehen. Hierfür wird der Sauerstoffgehalt als Leitparameter herangezogen. Daneben dienen Temperatur, Trübung und der an den gewässerkundlichen Pegeln erfasste Abfluss zur Bewertung.

Der aufgezeichnete Abfluss während des Abbaus am Pegel Wiersdorf ist in Abbildung 29 dargestellt.

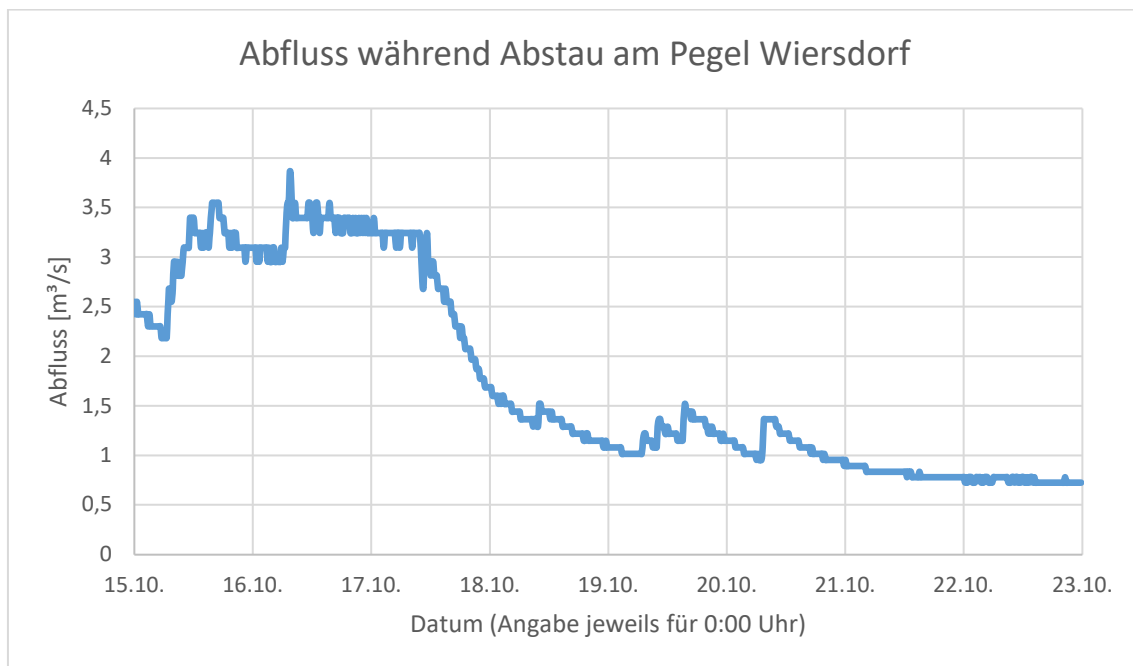


Abbildung 29: Abfluss am Pegel Wiersdorf während des Abbaus von 15.10. 00:00 Uhr bis 23.10. 00:00 Uhr

Aus der Abbildung geht hervor, dass mit Beginn des Abbaus bereits ein Abfluss von ca. 2,5 m³/s vorlag. In der Folge wird ein Spitzenabfluss von 3,9 m³/s erreicht, bevor eine

kontinuierliche Abnahme festzustellen ist, bis am 22.10. ein nahezu konstanter Abfluss von $0,7 \text{ m}^3/\text{s}$ herrscht, was der Mindestwasserabgabe entspricht.

Zur Einordnung der Abflüsse können die Hauptwerte am Pegel Wiersdorf herangezogen werden, welche in der nachfolgenden Tabelle 9 dargestellt sind.

Tabelle 9: Hauptwerte des Pegels Wiersdorf ermittelt für 1972 bis 2018 (Quelle: Landesamt für Umwelt, Rheinland-Pfalz)

Abfluss in m^3/s	Winter-Halbjahr	Sommer-Halbjahr	Abflussjahr	Datum
NQ	0,251	0,042	0,042	12.07.1976
MNQ	0,852	0,236	0,235	
MQ	7,93	2,08	4,98	
MHQ	75	29	80,4	
HQ	202	218	218	01.06.2018

Als mittlerer Hochwasserpegel kann der Tabelle für das Winterhalbjahr ein Abfluss von $75 \text{ m}^3/\text{s}$, für das Sommer-Halbjahr von $29 \text{ m}^3/\text{s}$ entnommen werden. Mit einem Hochwasserereignis ist der auftretende Abstau mit den maximal vorkommenden $4 \text{ m}^3/\text{s}$ folglich nicht zu vergleichen.

2.2.1 Messstation 1

Messstation 1 ging am 16.10. um 14 Uhr in Betrieb. Das Messintervall während des Abstaus wurde auf eine Minute festgelegt. Die Abflussdaten liegen in einer Auflösung von 15 Minuten vor und stammen vom Geoportal Wasser Rheinland-Pfalz (<https://geoportal-wasser.rlp-umwelt.de>). Die Datenauswertung erfolgte nach Beendigung des Abstaus am 22.10. um 11:40 Uhr. Für alle erfassten Parameter (Temperatur, Sauerstoff, Trübung) ergeben sich größtenteils plausible Verläufe, wobei insbesondere für Trübung und Sauerstoff vereinzelte Messwerte mit starker Abweichung auftreten. Die Messreihe der Sauerstoffkonzentration ist in der nachfolgenden Abbildung 30 dargestellt.

In diesem Fall wurde die Messreihe zur besseren Übersichtlichkeit um diese abweichenden Messwerte bereinigt. Hierfür wurden alle Messwerte, welche den Messbereich zwischen 8 bis 14 mg/l verlassen haben gelöscht und mittels linearer Interpolation ersetzt. Das Ergebnis ist in Abbildung 31 dargestellt.

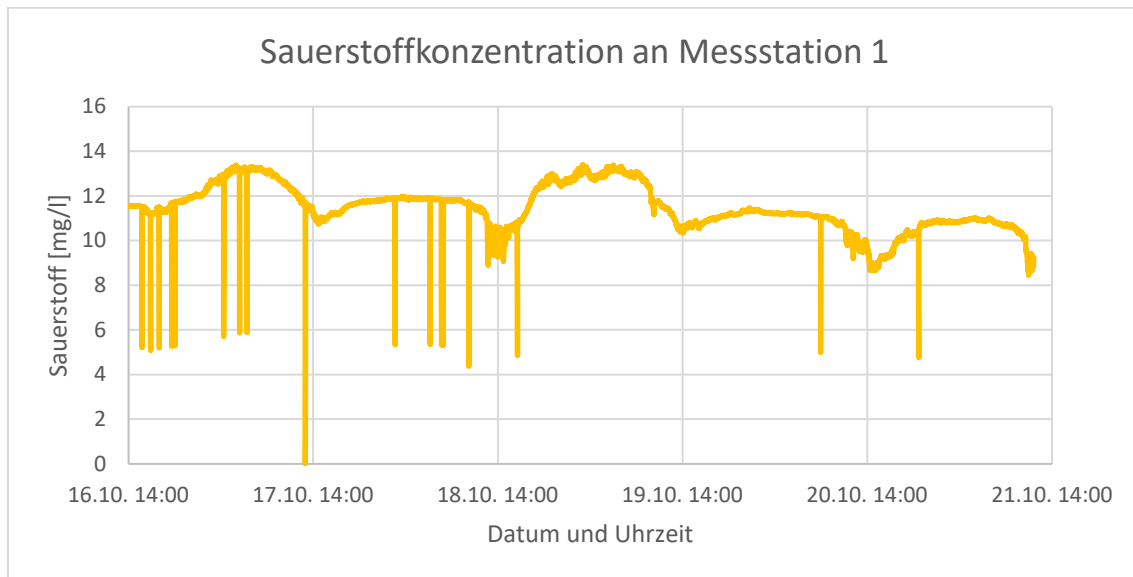


Abbildung 30: Während des Abbaus gemessene Sauerstoffkonzentration

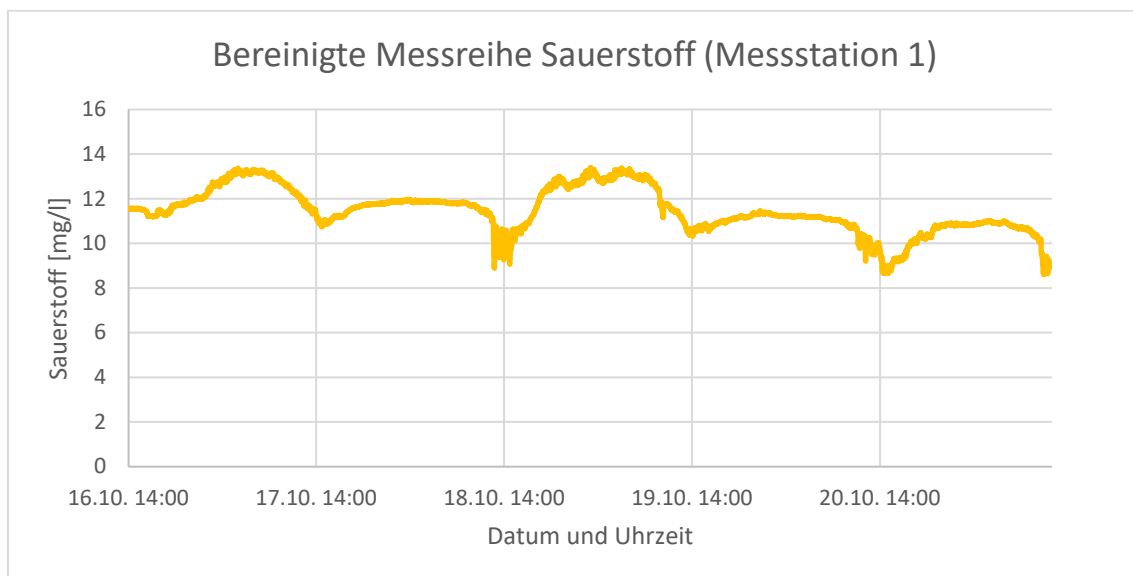


Abbildung 31: Bereinigte Messreihe der Sauerstoff-Konzentration an Messstation 1

In Abbildung 32 ist die dabei gemessene Trübung in FNU, gemäß der Kalibrierungsmessung in der Trübungsstandardflüssigkeit Formazin, dargestellt. Formazin erlaubt unter Laborbedingungen Messungen mit gleichmäßiger Verteilung von Partikelform und Größe, was bei Feldmessungen nicht gegeben ist. Um von den gemessenen Trübungen auf Schwebstoffgehalte schließen zu können, müssten Messungen von Schwebstoffgehalt und Trübung vor Ort stattfinden, um den gemessenen Trübungswerten genaue Schwebstoffgehalte zuordnen zu können. Dies ist im Projektablauf nicht vorgesehen, könnte aber

im Zuge der Projektverlängerung erfolgen, um die Aussagekraft des Monitorings zu steigern.

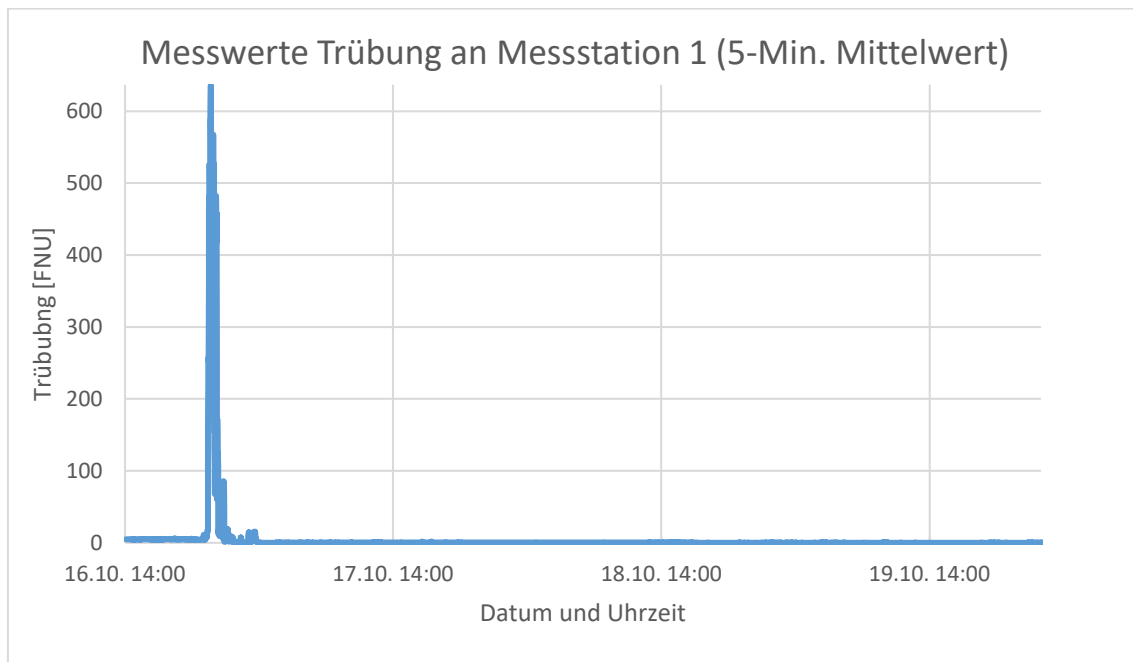


Abbildung 32: An Messstation 1 gemessene Trübung in FNU

Die Trübungsmessungen pendeln zu Beginn um 5 FNU, bis ein starker Anstieg vereinzelt auf über 2000 FNU zu verzeichnen ist. Anschließend fällt die Trübung auf unter 1 FNU. Abgesehen von kleineren Ausreißern ist kein weiterer nennenswerter Anstieg zu verzeichnen. Die Spitzenwerte von ca. 2000 FNU werden dabei jeweils nur bei wenigen Einzelmessungen erreicht. Ggf. sind hierfür angeschwemmte und kurzzeitig an der Halterungsvorrichtung des Messgeräts verkeilte Äste oder Blattwerk verantwortlich, was bereits während des Aufbaus wiederholt eintrat. Durch eine Mittelung der Messwerte über ein Intervall von 5 Minuten wurden diese Ausreißer entfernt. Um die Daten entsprechend bewerten zu können, sind in Abbildung 33 Trübungs- und Abflussdaten im gleichen Zeitraum aufgetragen. Zur besseren Übersicht des gesamten zeitlichen Verlaufs werden hier Trübungswerte bis maximal 20 FNU angegeben.

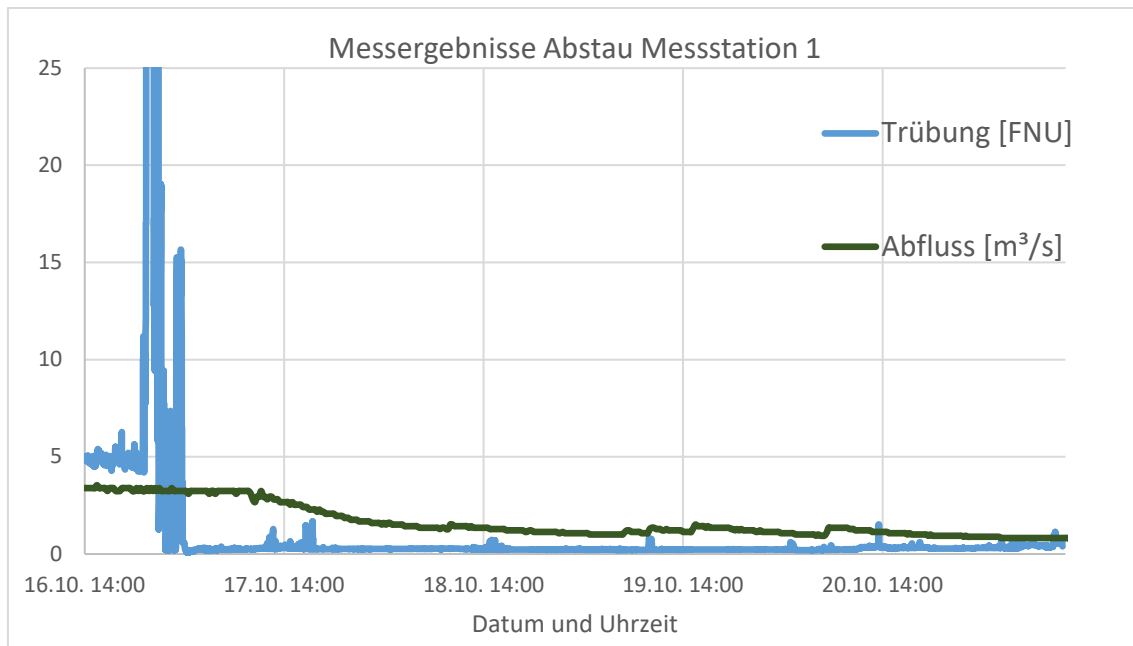


Abbildung 33: Darstellung von Trübung und Abfluss während des Abstaus an Messstation 1

Aus den Messwerten geht eine zu Beginn um den Mittelwert von 5 FNU schwankende Trübung bei nahezu konstantem Abfluss um $3,5 \text{ m}^3/\text{s}$ hervor. Ohne nennenswerte Veränderung der Abflussverhältnisse ist dann die aus Abbildung 32 ersichtliche starke Trübungszunahme bis im Mittel knapp über 600 FNU zu beobachten. Der anschließend starke Rückgang bis $0,3 \text{ FNU}$ erfolgt trotz zunächst unveränderter Abflussverhältnisse. Vereinzelt sind im späteren Verlauf stärkere Anstiege auf maximal 5 FNU zu verzeichnen. Ein Zusammenhang mit dem Abflussgeschehen lässt sich nur bedingt herstellen, da keine Trübungszunahme mit einem signifikanten Anstieg des Abflusses einhergeht.

Die zunächst erhöhte Trübung legt eine kontinuierliche Ausspülung von Sedimenten nahe, die entweder aus der Stauhaltung oder der Erosion der überschwemmten Bereiche der Prüm im Anschluss an das Tosbecken stammen. Trotz unverändertem Abfluss erfolgt dann der starke Trübungsanstieg. Dieser kann ggf. auf die stetige Absenkung des Wasserspiegels im Stausee zurückgeführt werden. Der sich so verringernde Fließquerschnitt kann bei gleichem Abfluss zu erhöhten Fließgeschwindigkeiten und einsetzender Erosion in Teilen des Sees führen. Aufgrund des vergleichsweise geringen Abflusses ist dies jedoch eher unwahrscheinlich. Schließlich befinden sich im gesamten See Sedimentablagerungen aus kohäsiven Feinsedimenten, welche zudem seit mindestens einem Jahr nicht bewegt wurden. Dies lässt auf einen hohen Konsolidierungsgrad schließen. Folglich wä-

ren für großflächiges Erosionsgeschehen höhere Abflüsse erforderlich. Daher ist die Möglichkeit des Einflusses externer Faktoren, wie Sedimenteintrag ins Gewässer durch Wind oder Regen, in Betracht zu ziehen.

Eine Spülungswirkung kann weitestgehend ausgeschlossen werden, da die Trübungswerte bei Aufzeichnungsbeginn zwischen 4 und 5 FNU auch in etwa den an Messstation 2 gemessenen Werten entsprechen (siehe nachfolgender Abschnitt).

Zudem zeigen auch Temperatur und Sauerstoff keine maßgebliche Beeinflussung durch den Abstauvorgang. Diese sind zusammen mit den Parametern Abfluss und Trübung in Abbildung 34 dargestellt.

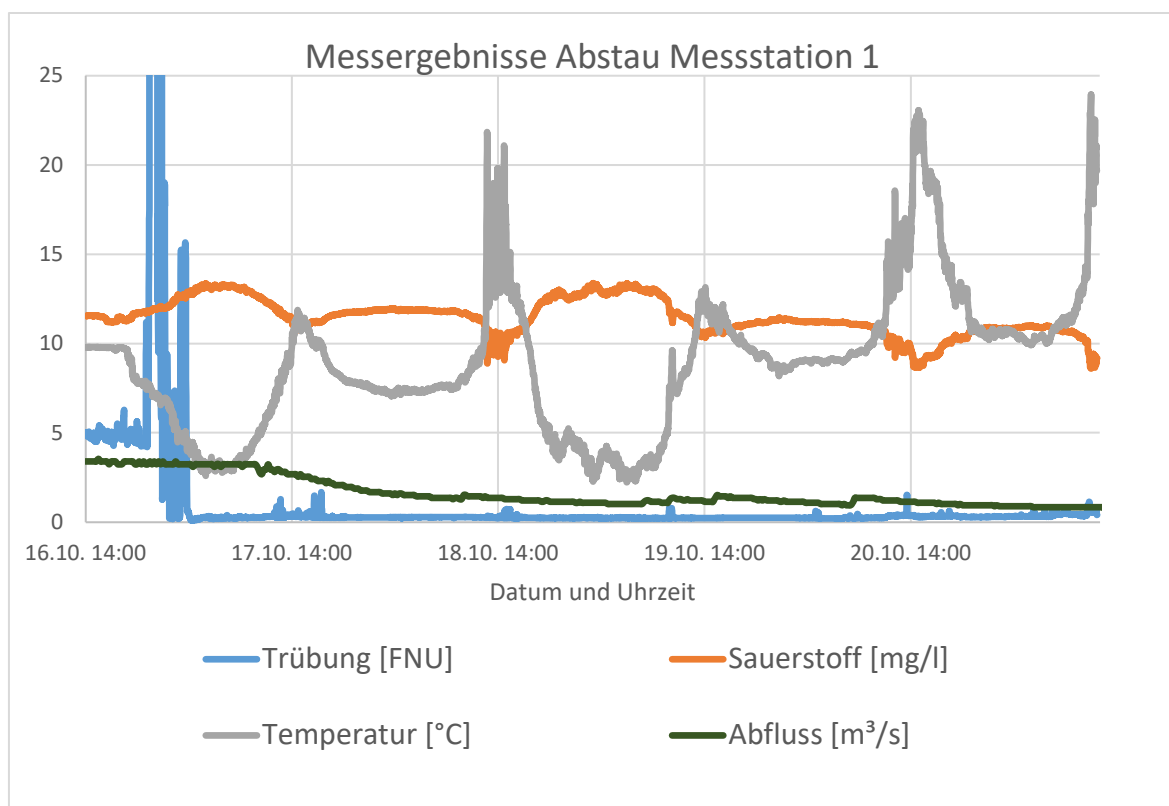


Abbildung 34: Vergleichende Zusammenstellung der Parameter Trübung, Temperatur, Abfluss und Sauerstoff an Messstation 1

Die Temperaturdaten schwanken mit dem Tag-Nacht-Zyklus, mit nächtlich abnehmenden Temperaturen und der Tageshöchsttemperatur jeweils mittags gegen 14 Uhr, also jeweils 1140 Minuten nach der ersten Inbetriebnahme um 14 Uhr mittags. Das Absinken der Temperatur zu Beginn der Messung kann zwar mit dem Ausspülen kälteren Tiefenwassers zusammenhängen, in der übernächsten Nacht werden aber selbst bei niedrigeren Abflüssen noch tiefere Temperaturen erreicht. Zudem zeigt auch die Sauerstoffkonzentration

keine für Spülungen übliche Beeinflussung. Stattdessen ist nachts ein Anstieg der Sauerstoffkonzentration zu verzeichnen, wie sie ohne Beeinflussung durch Spülung bei niedrigeren Temperaturen auch zu erwarten ist.

Das sich einstellende niedrige Niveau der Trübung könnte Ausdruck der aufgrund der Stauhaltung herrschenden Sedimentarmut im Gewässer sein. Da die analysierten Sohlproben (siehe Abschnitt 1.4.5) bereits am Einlauf des Sees überwiegend aus Feinsedimenten bestehen, kann von einer hohen Filterwirkung des Sees ausgegangen werden. Auffangwirkungsgrade von Stauhaltungen von weit über 90 % sind durchaus üblich. Die bis zur Messstation vorhandene Verbauung bietet keine Möglichkeit für im Gewässer stattfindende Erosionen. Dies ist erst mit Aufweitung des Fließquerschnitts im Anschluss an den Pegel Wiersdorf gegeben.

2.2.2. Messstation 2

Messstation 2 ging nach erfolgtem Aufbau am 16.10. um 17 Uhr in Betrieb. Das Messintervall lag ebenfalls bei einer Minute. Analog zu Messstation 1 wurden auch hier die Messreihen Sauerstoff und Trübung bereinigt, um eine übersichtlichere Darstellung zu ermöglichen. Abbildung 35 zeigt die Zusammenstellung aller Parameter.

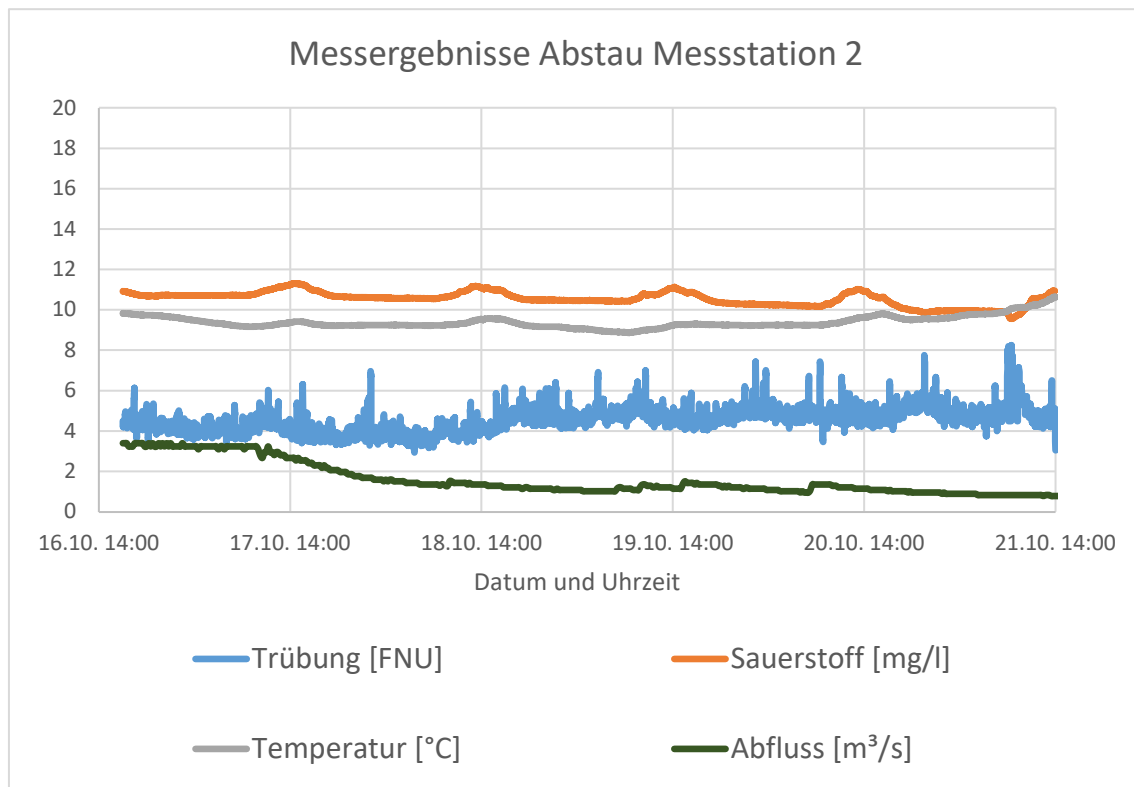


Abbildung 35: Messergebnisse an Messstation 2

Aufgrund der ca. ein Kilometer langen Fließstrecke zwischen Pegel und Messstation besteht eine zeitliche Diskrepanz zwischen den gemessenen Parametern und dem Abfluss. Ohnehin sind keine nennenswerten Auswirkungen des Abstaus festzustellen. Die Trübungswerte schwanken größtenteils im Bereich zwischen 3 und 6 FNU, was sich im Gegensatz zu Messstation 1 auch bei konstant niedrigem Abfluss von unter $1 \text{ m}^3/\text{s}$ fortsetzt. Dies legt den Schluss nahe, dass die Quelle der für die Trübung verantwortlichen Schwebstoffe im unverbauten Bereich der Prüm hinter dem Pegel liegt. Zudem könnte auch der Zulauf der Kläranlage Wiersdorf zur Trübung beitragen, da im Ablauf von Kläranlagen in geringem Maße Schwebstoffe enthalten sein können.

Die starken Temperaturschwankungen von Messstation 1 treten nicht auf. Die dortigen starken Schwankungen scheinen somit durch das Ausspülen von kälterem Wasser aus der Stauhaltung verursacht zu werden, bei denen keine großflächige Erosion stattfindet. Der Sauerstoffgehalt zeigt ebenfalls deutlich geringere Schwankungen. Ursächlich hierfür könnte die nach dem Pegel folgende, erhebliche Aufweitung des Fließquerschnitts und der größere Abstand zu Messstation 1 sein. Sinkende Fließgeschwindigkeiten und eine größere Wasseroberfläche begünstigen den Sauerstoffaustausch mit der Luft. So wird absinkenden Sauerstoffkonzentrationen entgegengewirkt. Beeinflussungen des Sauerstoffgehaltes durch Ausleitungen der Kläranlage Wiersdorf sind daher als unwahrscheinlich einzustufen.

Aus beiden Messstationen kann kein signifikanter Einfluss des Abstaus auf Morphologie und Ökologie der Prüm festgestellt werden. Das Ergebnis fiel aufgrund der praktizierten zeitlichen Streckung und der daraus resultierenden verlangsamten Wasserspiegelabsenkung erwartungsgemäß aus. Wertvolle Vergleichsmessungen kann ggf. der Abstau 2021 liefern. Zwischenzeitlich läuft das Monitoring weiter, zeitnah können die nächsten Zeitreihen ausgewertet werden.

2.2.3 Biochemischer Sauerstoffbedarf

Im Jahr 2020 wurde am 6. Oktober vor und am 20. Oktober nach dem Abstau eine BSB₅-Messung durchgeführt. Die Probenahmestellen, ein optischer Eindruck der Probeflüssigkeit und der Versuchsaufbau sind in Abbildung 36 gegeben. Es wurden jeweils zwei unterschiedliche Proben-Volumina untersucht. Bei der Probe vor dem Abstau wurde ein gemittelter BSB₅-Wert von $3,3 \text{ mg/l}$ und bei der Probe nach dem Abstau ein gemittelter BSB₅-Wert von 0 mg/l gemessen. Entgegen der Vermutung, dass nach dem Abstau durch

die ausgetragenen Sedimente eine größere Sauerstoffzehrung im Gewässer zu beobachten sei, konnte kein Sauerstoffbedarf gemessen werden. Das kann zum einen an einer fehlerhaften Versuchsdurchführung oder fehlerhaften Messung liegen oder zum anderen an der Gewässer- bzw. Probenbeschaffenheit. Die ersten beiden Punkte werden aufgrund der parallel durchgeführten Untersuchung zweier unterschiedlicher Proben-Volumina, die beide dasselbe Ergebnis zeigen, ausgeschlossen. Daher ist davon auszugehen, dass durch das zeitlich verzögerte Abstauereignis statt einer relevanten Sediment-Ausspülung aus dem Stausee eine reinen Abflusserhöhung mit Oberflächenwasser aus dem Stausee und damit einer Verdünnung des Abflusses im Unterwasser erfolgt ist. Eine sauerstoffzehrende Wirkung von vormals im Stausee abgelagerten und konsolidierten Sedimenten auf den Gewässerhaushalt des Unterwassers konnte damit nicht beobachtet werden, sondern die Verringerung der Stoffwechsel-Reaktionen im Unterwasser durch die Abflusserhöhung, sodass ein BSB5-Wert von 0 mg/l nach dem Abstau angezeigt wurde.



Abbildung 36: Probenahmestellen (bing.com/maps), entnommene Probenflüssigkeit und Versuchsaufbau der Untersuchung auf Sauerstoffzehrung vom 06.10. und 20.10.2020

2.3 Modellierung

2.3.1 Modellgrundlagen

Bei der zur Modellierung verwendeten Software kommt gemäß Projektantrag das Modell Bmor3D zum Einsatz, welches am Fachgebiet Wasserbau und Hydraulik der TU Darmstadt entwickelt wurde. Es können die Parameter Salzgehalt, Temperatur, Schwebstoffe, Geschiebe, Suspension sowie kohäsive Sedimente modelliert werden. Es handelt sich um

ein dreidimensionales, numerisches Mehrschichtenmodell. Die Modellierung erfolgt unter Annahme einer hydrostatischen Druckverteilung auf Basis der Reynolds-gemittelten Navier Stokes Gleichungen. Als hierbei notwendiges Turbulenzmodell sind Wirbelviskosität nach Boussinesq und Mischungswegansatz nach Prandtl implementiert. Der Stofftransport wird mittels Advektions-Diffusions-Gleichung modelliert. Die Lösungsapproximation der genannten Differenzialgleichungen geschieht mittels Finite-Elemente-Methode. Die Zeitintegration erfolgt explizit.

Für die Modellierung von Spülungsereignissen am Bitburger Stausee sind Ansätze zur genaueren Beschreibung der auftretenden Wechselwirkungen durch kohäsive Feinsedimente notwendig.

Zur Modellierung des Stofftransports kohäsiver Sedimente können Einflüsse des „hindered settling“, also des verlangsamten Absinkens feinkörniger Partikel infolge von Flockenbildung und hohen Sedimentkonzentrationen nach Winterwerp berücksichtigt werden. Die modifizierte Sinkgeschwindigkeit geht als vertikale Geschwindigkeitskomponente in die Advektions-Diffusions-Gleichung ein.

Die bei hohen Sedimentkonzentrationen auftretende Dämpfung von turbulentem Impuls- und Stoffaustausch wird mittels Richardson-Zahl berücksichtigt. Sie bilanziert den impulsdämpfenden Dichtegradienten und den impulssteigernden Geschwindigkeitsgradienten und ist so ein Maß für die Stabilität einer Dichteschichtung. Eine kritische Richardson-Zahl kann dann zur Modellierung einer nahezu vollständigen Dämpfung von Impuls und Stoffaustausch verwendet werden. Um eine Erosion der Schicht zu erreichen sind in der Folge stark erhöhte Fließgeschwindigkeiten bzw. Sohlschubspannungen nötig. So kann das in der Realität beobachtete Ablagern, Konsolidieren und die daraus folgende erhöhte Erosionsbeständigkeit von Sedimenten abgebildet werden.

2.3.2 Datenlage

Wie zuvor beschrieben, war die Messung kritischer Schubspannungen an den Entnahmepunkten der Sohlproben vorgesehen. Entsprechend war die Datenbasis zur Modellierung der Spülungsereignisse eingeschränkt. Um diese dennoch aussagekräftig modellieren zu können, wurden zunächst für definierte Szenarien „Erosionskarten“ erstellt.

Zunächst werden die kritischen Schubspannungen anhand der aus den Sohlproben ermittelten Bodeneigenschaften aus Literaturwerten bestimmt. Anschließend werden die vor-

handenen Unsicherheiten durch biologische Einflüsse und Konsolidierungsgrade berücksichtigt, da eine starke Abhängigkeit von örtlichen Gegebenheiten besteht (wie in Abschnitt 1.2.3 erläutert). Biologische Einflüsse können bspw. Eine Steigerung der Erosionsstabilität von 100 % bewirken. Entsprechend werden verschiedene Auswertungen mit Zuschlägen vorgenommen, um biologische Verfestigung, bzw. Konsolidierung zu berücksichtigen (siehe nachfolgenden Abschnitt 2.3.3 „Szenarien“).

Die Modellierung wird dann unter Ausschluss morphodynamischer Berechnungen durchgeführt. Stattdessen werden für die jeweiligen Szenarien die Abflussverhältnisse und die maximal an der Gewässersohle auftretende Schubspannung in der Stauhaltung ermittelt. Anschließend können für alle definierten kritischen Schubspannungen (unter Beachtung der Zuschläge im jeweiligen Szenario) die Flächen sichtbar gemacht werden, an denen die kritische Schubspannung überschritten ist, also Erosion stattfindet (siehe Abschnitt 2.3.4 „Ergebnisse“). So kann die Entlandungseffizienz von Spülungen in verschiedenen Szenarien bewertet werden. Mit jeder Erweiterung der Datenbasis können die Ergebnisse dann präzisiert werden. Nach Abschluss der Schubspannungsmessungen und morphodynamischer Modellierungen können im Anschluss zudem beide Methoden verglichen werden.

Parallel dazu werden nach gleichem Schema Spülungsszenarien auf Basis der im EU-Projekt Alpreserve erhobenen Daten modelliert und ausgewertet.

2.3.3 Szenarien Bitburg

Um realitätsnahe Abflussverhältnisse abzubilden, dienen die Hauptwerte des vor dem Stausee Bitburg liegenden gewässerkundlichen Pegels Echtershausen als Orientierung. Daraus ergeben sich die in Tabelle 10 zusammengestellten Abflussszenarien für den Einlauf in den See.

Tabelle 10: Für die Modellierung verwendete Abflussszenarien auf Basis der Hauptwerte des Pegels Echtershausen (Quelle: Landesamt für Umwelt, Rheinland-Pfalz)

Abfluss in m ³ /s	Winter-Halbjahr	Sommer-Halbjahr
MNQ	0,863	0,205
MQ	7,86	2,06
MHQ	71,4	30,4

Durch Orientierung an den Hauptwerten soll sichergestellt sein, dass eine Modellierung stets unter realitätsnahen Abflussbedingungen durchgeführt wird. Die Modellierung extremer Hochwasserereignisse mit Abflüssen über $100 \text{ m}^3/\text{s}$ ist dabei nicht zielführend, da ein solches Ereignis seit 1972 im Schnitt nur ca. alle 12 Jahre auftritt. Für die tägliche Praxis zur Spülungen bei Hochwasser sind solche Extremereignisse folglich nicht geeignet, insbesondere da die ausnahmslos feinkörnigen Sedimente im Stausee nahelegen, Maßnahmen in regelmäßigen und möglichst kurzen Intervallen durchzuführen, um eine Konsolidierung zu verhindern.

Im See können Wasserstände zwischen 253,5 und 258 m ü. NHN erreicht werden, dementsprechend kommen für die Modellierung Ausgangswasserstände von 254 bis 258 m ü. NHN in Betracht. Höhere Wasserstände bergen dabei den Nachteil, dass aufgrund des großen Fließquerschnitts im Speicher langsamere Fließgeschwindigkeiten auftreten, während im Unterwasser bei Beginn der Wasserspiegelabsenkung durch große Abflüsse eine hohe Belastung entsteht. Somit müsste vor Beginn der Spülung zunächst eine Entleerung stattfinden. Als Ausgangssituation für Spülungen werden daher Wasserstände zwischen 254 bis 256 m ü. NHN verwendet.

Weiterhin wurde die Geschwindigkeit der Absenkung des Wasserspiegels durch unterschiedliche Steuerung der Abflussorgane variiert. Berücksichtigt dabei wurden in Anlehnung an den Abstau 2020 Zeitspannen von ca. 1 Woche, bis hin zu sehr schnellen Wasserspiegelabsenkungen in etwa 4 Stunden. Dabei ist anzumerken, dass hohe Wasserstände und sehr schnelle Wasserspiegelabsenkungen erwartungsgemäß zu sehr hohen Abflüssen geführt haben, weswegen Teile der Simulationen aufgrund realitätsferner Ergebnisse nicht weiterverfolgt wurden. Gleiches gilt für niedrige Wasserstände und langsame Absenkungen, da hier bei niedrigen Fließgeschwindigkeiten aufgrund der Sedimentzusammensetzung keine Erosion zu erwarten ist.

Für die kritischen Schubspannungen können Grenzwerte je nach Bodenbeschaffenheit entsprechend DIN 1966-02 verwendet werden. Für „lehmhaltige Ablagerungen“ ist hier eine kritische Schubspannung von $2,5 \text{ N/m}^2$ angegeben. Für „lockeren Lehm“ liegt diese bereits bei $3,5 \text{ N/m}^2$, bei „festgelagertem Lehm“ bereits bei 12 N/m^2 (Quelle DIN 1966-2, 2009). Entsprechend wird als Minimalwert der kritischen Schubspannung $2,5 \text{ N/m}^2$ festgelegt.

Zeitlich voranschreitende Konsolidierung führt zu erhöhter Erosionsstabilität. Untersuchungen ergaben hierbei, dass eine Zunahme der Dichte in der Sedimentschicht zu erhöhter Erosionsstabilität führt. In Abbildung 37 sind beispielhaft Untersuchungsergebnisse dargestellt.

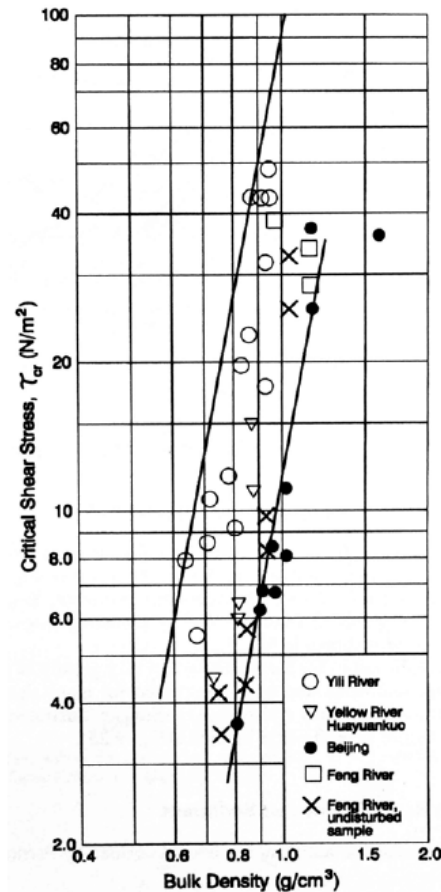


Abbildung 37: Kritische Schubspannungen bei Bewegungsbeginn kohäsiver Sedimentablagerungen in Abhängigkeit der Dichte (Quelle: Morris & Fan 2009, S. 9.50)

Dabei zeigt sich im Rahmen der Untersuchung für die einzelnen Messreihen eine Verzehnfachung der kritischen Schubspannung unter fortschreitender Konsolidierung. Ein ähnliches Bild ergab sich bei Untersuchungen am Rhein in Kembs, welche in Abbildung 38 dargestellt sind.

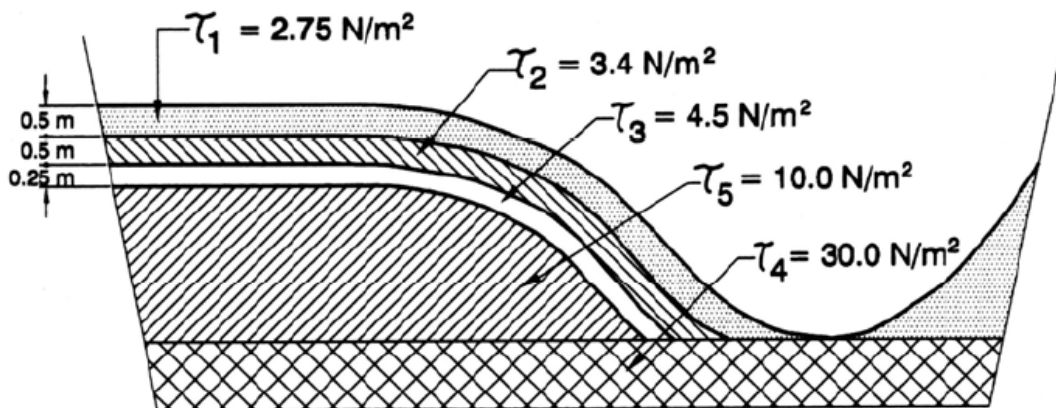


Abbildung 38: Kritische Schubspannungen verschieden stark konsolidierter Sedimentablagerungen im Rhein bei Kembs (Quelle: Morris & Fan 2009 nach Bouchard 1988).

Auch hier ist bei stark konsolidierten Ablagerungen ca. eine Verzehnfachung der kritischen Schubspannung zu beobachten. Da eine Erosion derart resistenter Sedimentablagerungen unter realitätsnahen Bedingungen am Standort Bitburg nicht zu erreichen ist, wird auf eine weitere Beaufschlagung der kritischen Schubspannung durch biologische Verfestigung verzichtet. Die Vermessungen des Stausees Bitburg haben eine kontinuierliche Verlandung ergeben. Es sind somit großflächige Sedimentablagerungen vorhanden, die über einen längeren Zeitraum nicht remobilisiert wurden. Entsprechend hoch ist der Konsolidierungsgrad einzuschätzen. Der Anteil biologischer Verfestigung an der Erosionsresistenz wird daher als gering eingeschätzt.

Die Szenarien wurden zunächst unter der Annahme einer kritischen Schubspannung von $2,5 \text{ N/m}^2$ erstellt. Anschließend folgte eine stufenweise Anhebung, bis nahezu keine Erosionsflächen mehr vorhanden waren.

2.3.4 Ergebnisse Bitburg

Nachfolgend dargestellt sind die Erosionskarten für das Szenario einer Spülung mit Absenkung des Wasserspiegels von 256 auf 253,5 m ü. NN über den Zeitraum von 4 Stunden. Abbildung 39 zeigt zunächst die Erosionsbereiche unter Annahme der kritischen Schubspannung von $2,5 \text{ N/m}^2$ mit Abstufungen (links), bzw. ohne (rechts).

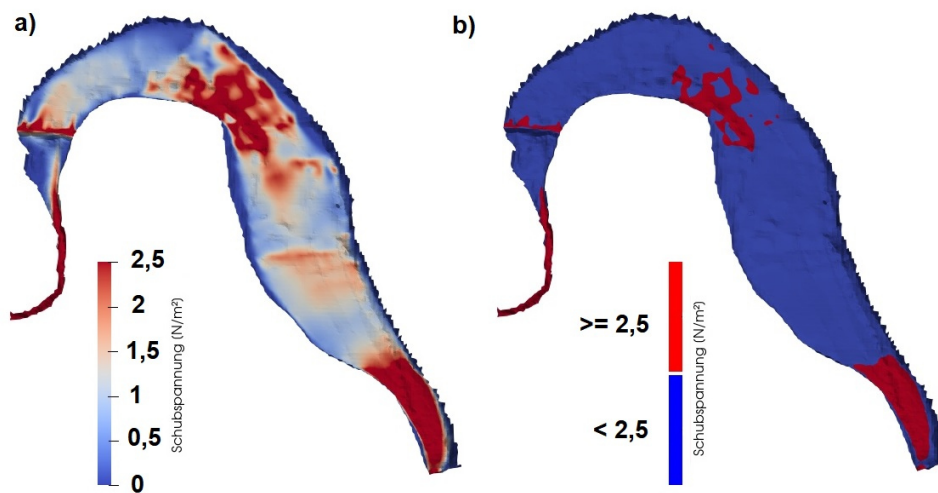


Abbildung 39: Darstellung der simulierten Schubspannungen während des Abbaus a) mit Abstufungen b) ohne Abstufungen

Bereits hier wird ersichtlich, dass selbst für die niedrigste anzunehmende kritische Schubspannung keine großflächige Erosion zu erreichen ist. Lediglich am schmalen Bereich unmittelbar vor dem Absperrbauwerk sowie an kleineren Bereichen vor der Aufweitung des Fließquerschnitts in Seemitte werden entsprechende Schubspannungen erreicht. Demzufolge fallen potenzielle Erosionsflächen bei gesteigerter kritischer Schubspannung gering aus, was in Abbildung 40 dargestellt ist.

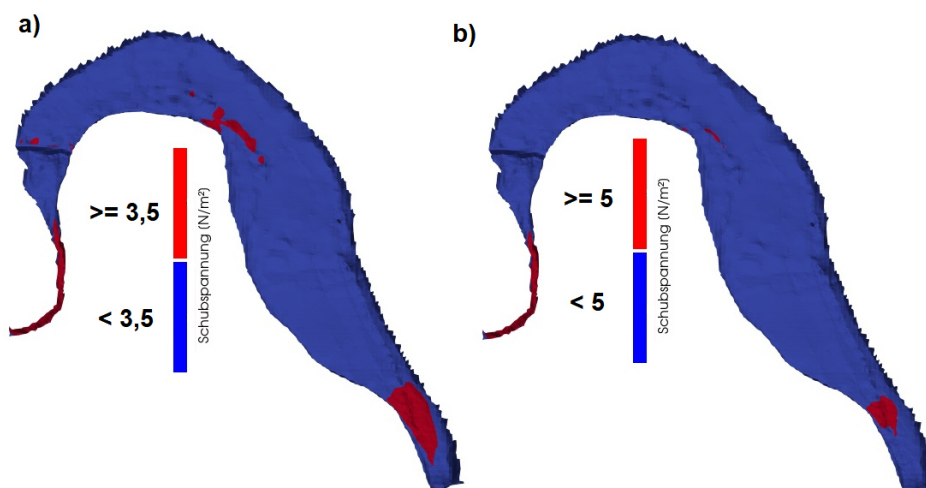


Abbildung 40: Darstellung der Erosionsflächen für die kritische Schubspannung von a) $3,5 \text{ N/m}^2$ und b) 5 N/m^2

Nennenswerte Steigerungen der Erosionsflächen unter Annahme stärker konsolidierter Sedimentablagerungen konnten über alle Szenarien hinweg nicht erreicht werden. Die dabei auftretenden Abflüsse liegen im Bereich mittlerer Hochwasserereignisse (vgl. Tabelle 10). Die hohe Wasserabgabe steht dabei jedoch in keinem Verhältnis zum erzielten Nutzen, da lediglich der Bereich vor dem Absperrbauwerk zuverlässig höhere Schubspannungswerte erreicht.

Somit ist zumindest für diesen Bereich davon auszugehen, dass Sedimente auch durch Hochwasser mobilisiert werden können. Entsprechend könnte hier die Verweildauer geringer sein, was eine zunehmende Konsolidierung verhindert. Hier könnten dann auch durch einen regulär durchgeführten Abstau am ehesten Sedimente erodiert werden.

Im restlichen See ist eine Entlandung über Spülungen nicht durchführbar. Auswertungen der Messungen aus den letzten Jahren zeigen eine stetig zunehmende Verlandung. Entsprechend ist eine lange Verweildauer der Sedimentablagerungen gegeben, was zu starker Konsolidierung der Schichten führt. Die dadurch voranschreitende Entwässerung der abgelagerten Sedimentschichten konnte bei Entnahme und Begutachtung der entnommenen Tiefenproben festgestellt werden (siehe Zwischenbericht 1, Abschnitt 1.5 „Vermessung und Beprobung“). Bereits ohne Annahme einer Konsolidierung ist durch die Bodenbeschaffenheit eine großflächige Erosion kaum zu realisieren. Wird die Verweildauer der Sedimente und die Konsolidierung über Jahre einbezogen (was eine Verzehnfachung der kritischen Schubspannung bewirken kann), kann die Räumung über einen Spülvorgang nahezu ausgeschlossen werden.

Zudem steht einer effizienten, großflächigen Entlandung durch Spülungen auch die Geometrie der Stauhaltung im Wege. Die starke Aufweitung führt zu Bereichen geringer Fließgeschwindigkeiten, was die Sedimentablagerungen begünstigt. Zum anderen werden dann bei Spülungen keine ausreichend hohen Fließgeschwindigkeiten erreicht, um diese Ablagerungen wieder zu erodieren.

Stauraumspülungen eignen sich daher ggf. nur, um kurze Verweildauern von Sedimenten im Speicher zu erreichen. Das kann entweder durch regelmäßige Spülungen geschehen, nachdem zuvor mittels mechanischer Räumung ältere Ablagerungen entfernt wurden. Dieses Vorgehen kann durch die bereits in Zwischenbericht 1 beschriebene Möglichkeit des „Sluicing“ ergänzt werden, womit durch Öffnung der Abflussorgane bei Abflüssen mit hoher Sedimentfracht Sedimente von vornherein an der Ablagerung gehindert werden sollen. Dem steht jedoch der planfestgestellte Betriebsplan des Stausees entgegen.

Mit Start der Durchführung des kontinuierlichen Sedimenttransfers und den dann möglichen Messungen der kritischen Schubspannungen sollten die Simulationen mit einem erweiterten Modell wiederholt und verglichen werden. Mit der dabei möglichen Kalibrierung können auch für andere Standorte wertvolle Daten generiert werden.

2.3.5 Szenarien Alpreserve

Im Zuge des Projektes Alpreserve wurden mehrere Stauraumpülungen an der Stauhaltung Bodendorf an der Mur in Österreich durchgeführt, mittels umfassenden Monitorings begleitet und wissenschaftlich ausgewertet. Der gesamte Datensatz war zwischenzeitlich im Internet frei zugänglich, wurde dem Fachgebiet zudem von der TU Graz zur Verfügung gestellt, da die Projekt-Homepage mittlerweile nicht mehr verfügbar ist.

Die 2,5 km lange Stauhaltung Bodendorf liegt oberhalb von Murau an der oberen Mur und besaß ein ursprüngliches Stauvolumen von 900.000 m³. Die Stauwurzel liegt im Bereich der Wandritschbrücke (siehe Abbildung 41). Das Oberwasser besteht aus einer freien Fließstrecke mit ungehindertem Sedimenttransport. Ein Großteil der Ablagerung an Sediment findet daher im Stauraum Bodendorf statt, während im Unterwasser der Mur Geschiebemangel mit Sohlenerosion und einer beeinträchtigten Umlagerung von Kies- und Schotterbänken auftritt. Dabei schließt sich an das Absperrbauwerk direkt die Stauwurzel der nachfolgenden Stauhaltung St. Georgen an.

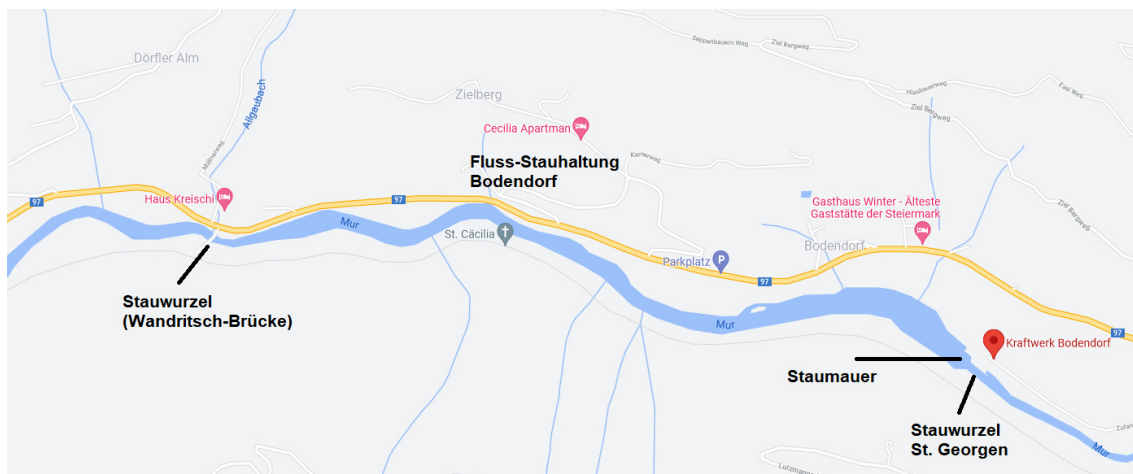


Abbildung 41: Lage der Stauhaltung Bodendorf mit Stauwurzel, Staumauer und Stauwurzel der anschließenden Stauhaltung St. Georgen (Quelle: google maps)

Das ursprüngliche Stauvolumen von 900.000 m³ war zu Projektbeginn im Jahre 2004 bereits auf 423.000 m³ vermindert. Die mittlere jährliche Verlandung betrug dabei 35.000

m³ bei einer mittleren jährlichen Sedimentfracht von ca. 53.000 m³, was 17% des Speichervolumens entspricht.

Die Stauhaltung Bodendorf unterscheidet sich aufgrund ihrer Konzeption als Flusstauhaltung deutlich vom Stausee Bitburg in Bezug auf Fließquerschnitt und Sohlgefälle, was sich direkt auf die durch Spülungen erzielbare Fließgeschwindigkeiten auswirkt. Zudem ergibt sich für diesen Abschnitt der Mur aufgrund der Gebirgsregion eine stark veränderte Materialzusammensetzung im Vergleich zur Prüm. In Abbildung 42 sind die Ergebnisse der Beprobung der Gewässersohle an der Stauwurzel (Flusskilometer 372,9) dargestellt. Die Sieblinien sämtlicher Sohlproben sind im Anhang unter Abschnitt 6.3 zu finden.

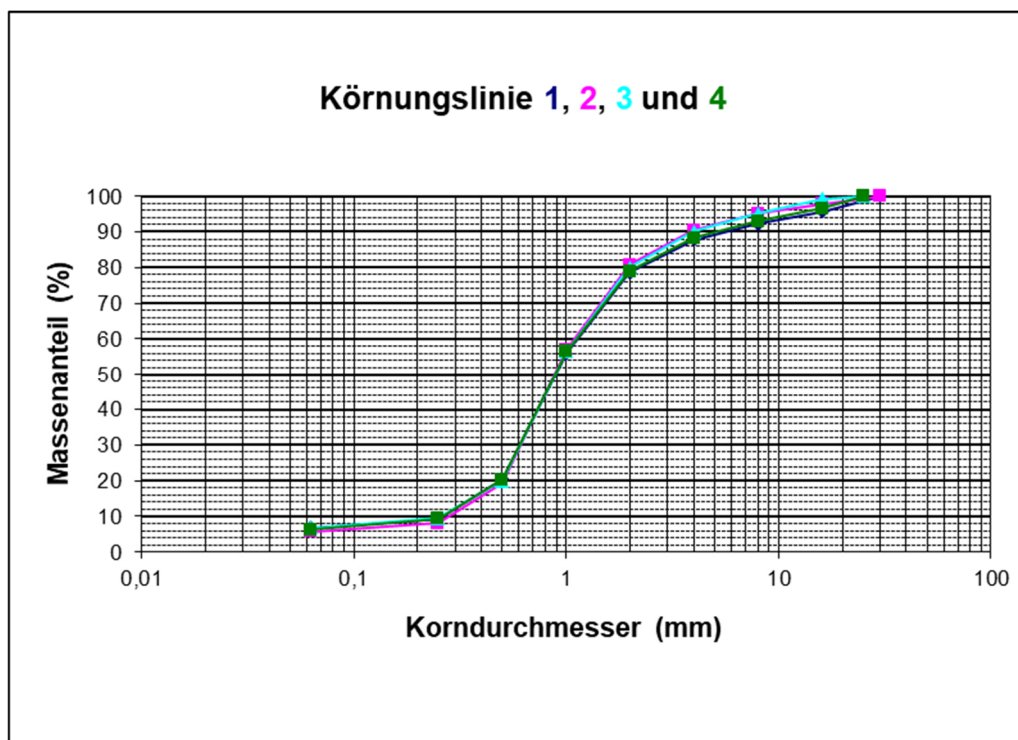


Abbildung 42: Sieblinie der Sohlproben an der Stauwurzel Bodendorf (Flusskilometer 372,9)

Da keine Schlämmanalyse vorgenommen wurde, sind unterhalb von Sand (bzw. 0,063 mm) keine weiteren Fraktionen enthalten, was in der Mehrzahl der Proben einen Massenanteil von unter 10 % bedeutet.

Für alle Proben liegt der mittlere Korndurchmesser im Bereich von 1 bis 4 mm, entsprechend sind Sand- und Kiesanteile dominant. Im Vergleich dazu liegen die mittleren Korndurchmesser in Bitburg im Bereich von 0,01 bis 0,05 mm, während in der Mehrzahl der Proben weder nennenswerte Sand- noch Kiesanteile zu finden sind. Folglich ist Bodendorf

weniger von den Einflüssen kohäsiver und konsolidierender Sedimentablagerungen betroffen. Gleichzeitig können durch den konstant engen Fließquerschnitt flächendeckend höhere Sohlschubspannungen erreicht werden. Beide Faktoren lassen eine hohe Effizienz von Stauraumspülungen erwarten.

Als einzige Entlandungsmaßnahme kamen in Bodendorf seit 1996 Stauraumspülungen zum Einsatz, wobei diese jedoch vornehmlich die feineren Anteile ausgespült haben, während Kies und gröberes Material in der Stauhaltung verblieb. Verbunden mit den hohen Sedimentkonzentrationen im Unterwasser konnte eine starke Abnahme der Fischpopulation im Anschluss an die Spülungen festgestellt werden. Um die Effizienz der Spülungen zu steigern, wurde ein „Flushing-Channel“ ausgegraben, der die Erosionsprozesse im Einlaufbereich der Stauhaltung verstärken soll. Zudem wurden Grenzwerte für Schwebstoffe (4,5 g/l) und Sauerstoffgehalt (5 mg/l) im Unterwasser festgelegt, um die negativen ökologischen Auswirkungen zu verringern. Bei Überschreiten der Grenzwerte wird der Abfluss über Regulation der Wehre angepasst, bis die Grenzwerte wieder eingehalten werden. (Knoblauch et al. 2006, S.15-16; Hartmann 2009, S. 38)

Im Zuge des Monitorings wurden Wasserspiegel sowie Schwebstoff- und Sauerstoffkonzentrationen erfasst. Weiterhin wurden Korngrößenanalysen an 5 Stellen in der Stauhaltung durchgeführt und Geschiebeproben an der Stauwurzel entnommen. Vor und nach den Spülungen wurde zudem die gesamte Stauhaltung mittels Echolotpeilung vermessen. Für die Modellierung der Spülungen wurde auf Basis der Rohdaten der Echolotpeilung ein neues Rechennetz interpoliert. Es liegen Zeitreihen von Zufluss an der Stauwurzel und Höhe der Wehroberkante mit einer Auflösung von 30 Minuten vor, welche als Randbedingungen im Modell festgelegt wurden. Analog zu Bitburg erfolgt die Modellierung unter Ausschluss morphodynamischer Berechnungen. Die Auswertung wird auch hier auf Basis der vorhandenen Korngrößen und erzielbaren Sohlschubspannungen vorgenommen.

2.3.6 Ergebnisse Alpreserve

Im Zuge der Modellierung wurde die 2004 durchgeführte Stauraumspülung simuliert, welche am 20.06.2004 stattfand und sich mit anschließendem Aufstau über einen Zeitraum von ca. 35 Stunden erstreckte. Innerhalb von 10,5 Stunden wurde dabei der Abstau mit einer Wasserspiegelabsenkung von 5 m durchgeführt. Nach 24 Stunden wurde mit dem erneuten Aufstau begonnen. Der Modellierung liegen die gemessenen Wasserstände

und Durchflüsse an Stauwurzel und Wehr, sowie der exakte zeitliche Verlauf der Wehrabsenkung zu Grunde.

Die Ergebnisse der Simulationen sind in Abbildung 43 dargestellt.

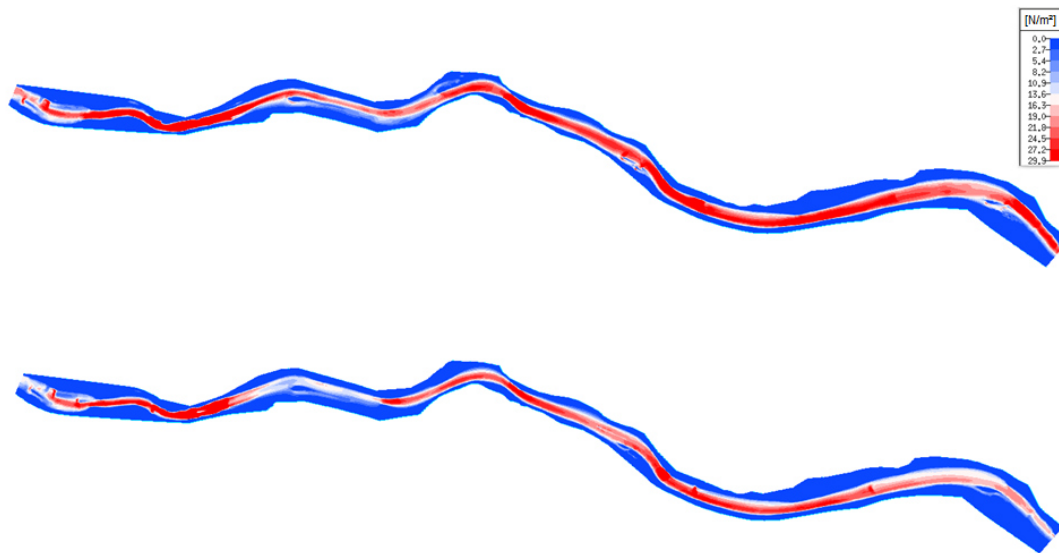


Abbildung 43: Im Zuge der Stauraumspülung erzielte Schubspannungen in N/m² nach 8 Stunden (oben) und 25 Stunden (unten)

Dargestellt sind die auftretenden Schubspannungen nach erfolgtem Abstau zu Beginn der eigentlichen Spülung nach 8 Stunden sowie unmittelbar vor dem Aufstau nach 25 Stunden. Vereinzelt wird die in der Legende angegebene maximale Schubspannung um bis zu 10 N/m² überschritten, dabei handelt es sich jedoch um ein lokal sehr begrenztes Phänomen. Zur Steigerung der Übersichtlichkeit wurde die Legende daher auf 30 N/m² beschränkt.

Erwartungsgemäß treten im Vergleich zu Bitburg flächendeckend deutlich erhöhte Schubspannungswerte auf. Dabei werden in besagtem Zeitraum zwischen Stunde 8 und 25 in der gesamten Stauhaltung Schubspannungen von mindestens 23 N/m² erreicht, was Abbildung 44 verdeutlicht.

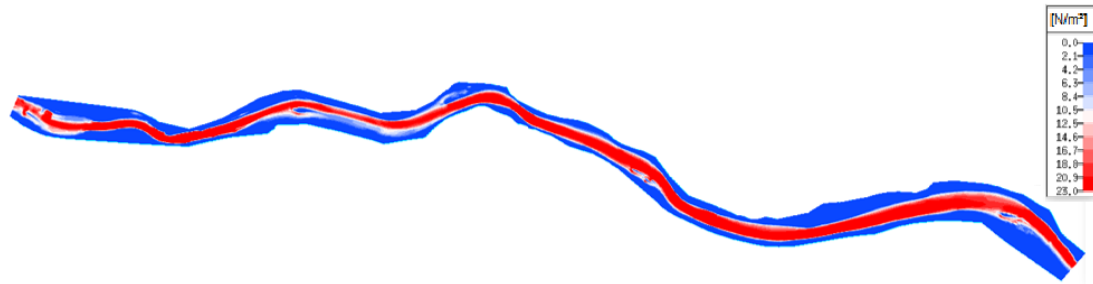


Abbildung 44: Schubspannungsverteilung bis max. 23 N/m² in der Stauhaltung Bodendorf im Zeitraum zwischen Stunde 8 und 25

Der in der DIN 1966-02 festgelegte Grenzwert für „festgelagerten Lehm“, welcher am Stausee Bitburg mit 12 N/m² unerreichbar ist, wird somit problemlos über den gesamten Fließquerschnitt für die Dauer der eigentlichen Spülung übertroffen (DIN 1966-2, 2009). Ohnehin besteht ein Großteil des Sohlmaterials aus gröberen Fraktionen ohne kohäsive Effekte. Entsprechend ergibt sich für Stauraumspülungen am Standort Bodendorf eine zufriedenstellend hohe Entlandungseffizienz, sodass diese als vollwertige Maßnahme zur Entlandung herangezogen werden können.

2.4 geplante Feldexperimente zur kontinuierlichen Sedimentweitergabe

Gemäß der ursprünglichen Planung sollten ab Sommer 2019 Feldversuche zum kontinuierlichen Sedimenttransfer am Stausee Bitburg durchgeführt werden, um die Modellierungsergebnisse durch den Praxistest zu verifizieren. Eine solcher Sedimentumlagerung ist gemäß Wasserhaushaltsgesetz (WHG) § 8, § 9, § 39 und einschlägigen Regelwerken (DWA-Merkblatt 513-1, 513-3-Entwurf) als Maßnahme der Gewässerunterhaltung typischerweise genehmigungsfrei, soll bzw. muss (wie in Bitburg im Rahmen der Talsperrenaufsicht) dabei der behördlichen Gewässeraufsicht angezeigt werden.

Die hierzu erforderlichen Unterlagen (Erläuterungsbericht zur Vorlage bei der Gewässeraufsichtsbehörde) wurde frühzeitig, noch vor Beginn des EuMES-Projekts, erstellt und dem Zweckverband Bitburg als Betreiber des Stausees und der Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord des Landes Rheinland-Pfalz als Gewässeraufsicht übergeben. Der Zweckverband hat der Durchführung grundsätzlich zugestimmt. Die zuständige Gewässeraufsicht hat allerdings in Folge entschieden, dass

- sie für die Durchführung auch der Feldexperimente im Forschungsvorhaben in Abweichung zu den im Wasserhaushaltsgesetz und den einschlägigen Regelwerken gegebenen Regelungen, ein wasserrechtliches Genehmigungs- bzw. Zulassungsverfahren fordert und
- das Vorhaben in Kombination mit einer weiteren, parallelen Maßnahme („große“ Sedimentumlagerung im Rahmen einer Gewässerunterhaltung) am gleichen Gewässer durchgeführt werden soll, dass typischerweise ebenfalls genehmigungsfrei ist, für das aber auch ein wasserrechtliches Zulassungsverfahren gefordert wurde.

Daraufhin hat der Zweckverband Bitburg als Stauseebetreiber ein weiteres externes Ingenieurbüro mit der Vorbereitung der wasserrechtlichen Zulassung beauftragt. Zudem wurde dem Zweckverband Bitburg durch das Büro dazu geraten, für die Ausführung der Leistungen ein zeit- und arbeitsaufwändiges europaweites Ausschreibungsverfahren durchführen zu lassen, obwohl feststand, dass aus patentrechtlichen Gründen nur ein Unternehmen für die Durchführung in Frage kam und insoweit gemäß der Vergabeordnung¹ Rheinland-Pfalz eine Direktvergabe möglich und gesamtwirtschaftlich vorteilhaft gewesen wäre. Die Vorbereitung und Durchführung des Vergabeverfahrens mit Betreuung durch das Ingenieurbüro erstreckten sich über rd. zweieinhalb Jahre mit Abschluss erst im November 2021. Die Vergabe erfolgte erwartungsgemäß im Rahmen des Patentschutzes an den einzigen Bieter D-Sediment, inzwischen als Teil eines Ausführungskonsortiums.

Erst nach Vergabe wurde vom Ingenieurbüro auf Grundlage des vorliegenden Erläuterungsberichts die Vorbereitung des wasserrechtlichen Zulassungsverfahrens begonnen. Dessen Bearbeitung durch das Büro dauerte seinerseits über zwei Jahre. Der wasserrechtliche Zulassungsantrag, der weiterhin auf dem ursprünglichen Erläuterungsbericht basiert, wurde schließlich Anfang 2024 gestellt und befindet sich derzeit bei der SGD Nord als Gewässeraufsicht in Bearbeitung. Ein Erteilungszeitpunkt steht bislang noch nicht fest. Mit einer insgesamt knapp fünfjährigen Bearbeitungsdauer für einen grundsätzlich zulassungsfreien Vorgang war zu Beginn des Vorhabens nicht zu rechnen. Die sukzessiven Verzögerungen auch innerhalb des Vergabeverfahrens und hinsichtlich der wasserrechtlichen Befassung waren auch innerhalb des Vorhabens für die Beteiligten erstaunlich. Versuche

¹ VV Öffentliches Auftrags- und Beschaffungswesen in Rheinland-Pfalz vom 24.04.2014

und Anregungen, die Durchführung zu beschleunigen oder zumindest für den Ausführungsteil des hier gegenständlichen Forschungsvorhabens doch einen zulassungsfreien Einsatz zu erreichen, waren nicht erfolgreich. Letztendlich konnte somit selbst unter kostenneutraler Verlängerung des Vorhabens bis Ende 2023 aus administrativen Gründen im Rahmen dieses Vorhabens kein Feldversuch zum kontinuierlichen Sedimenttransfer am Stausee Bitburg durchgeführt werden.

Im Sinne einer Ausführungseffizienz wurden wie in Abschnitt 2.1 beschrieben das vorgesehene automatische Arbeitsgerät eingelagert und sämtliche weiteren geplanten Teilschritte ausgesetzt. Hierdurch entfielen:

- Transporte und Kranarbeiten
- Installation von Landstation, Förderleitung, Kabel, Rohrbojen und weiterer Komponenten
- mobile Baustromversorgung
- Ortsmontagen und ggf. erforderliche Anpassungsarbeiten
- Schaffen von Festpunkten, Verankerung des Seilsystems,
- Anschluss an die Stromversorgung, Verlegen der Förderleitung, Herstellen einer mobilen Internetverbindung
- Ortsinbetriebnahmen und Betrieb
- Überwachung des Betriebs vor Ort und per Fernüberwachung
- Demontagen und Rückbauarbeiten
- Rücktransporte und Nachbereitung

Auf diese Weise konnten zumindest Kosteneinsparungen gegenüber dem ursprünglich vorgesehenen Projektumfang erzielt werden.

3 Fazit

Die Verlandung des Stausees Bitburg hat kontinuierlich zugenommen, welche im Hauptsee überwiegend durch Sedimentablagerungen kohäsiven Materials verursacht wird. Es handelt sich größtenteils um Schluff mit leichtem Tonanteil. Entsprechend ist mit zunehmender Ablagerungsdauer der Sedimente mit einer starken Entwässerung und Konsolidierung zu rechnen, was sich auch in den entnommenen Tiefenproben gezeigt hat. Folglich nimmt die Erosionsbeständigkeit der Schichten mit zunehmender Verweildauer im See stark zu. Die Modellierung der Abflussverhältnisse im Stausee legt dabei nahe, dass bereits bei sehr niedrig geschätzten kritischen Schubspannungen keine großflächige Entlandung des Sees möglich ist. Im Rahmen der jährlich durchgeführten Abstauereignisse ist daher keine großflächige Entlandungswirkung zu erwarten, unabhängig davon, ob eine zeitliche Streckung auf mehrere Tage (Oktober 2019 und 2020), oder die Absenkung im Verlauf von 24 Stunden erfolgt. Herkömmlich durchgeführte Stauraumpülungen zur Entlandung sind daher am Standort als Einzelmaßnahme nicht zielführend einsetzbar.

Der Vergleich mit der Flusstauhaltung Bodendorf macht deutlich, dass die Durchführbarkeit von Stauraumpülungen stark vom jeweiligen Standort abhängt. Sedimentbeschaffenheit, Speichergeometrie, Infrastruktur bzw. allgemein hydraulische Randbedingungen machen eine Einzelfallprüfung erforderlich. Die Ergebnisse belegen hierbei, dass Stauraumpülungen in hydraulischer Hinsicht an geeigneten Standorten als effiziente Entlandungsmaßnahmen eingesetzt werden können und eine zutreffende Prognose mittels numerischer Modellierung gegeben werden kann. Im Vergleichsvorhaben zeigten sich dabei durch die Stauraumpülung deutliche Nachteile für die Biozönose, Insbesondere den Fischbestand. Für das Forschungsprojekt sind diese Ergebnisse durchaus brauchbar. Für den Standort Bitburg konnte der effiziente Einsatz von Stauraumpülungen zur Entlandung ausgeschlossen werden.

In einem 2019 durchgeführten Kolloquium mit Beteiligung staatlicher nationaler Vertreter und internationaler Experten wurden die Projektplanung vorgestellt und das Vorgehen im Projekt begrüßt. Insgesamt wurden nur kleinere Anregungen zur Projekt- und Ergebnisoptimierung gegeben.

Obwohl die Feldexperimente zum kontinuierlichen Sedimenttransfer nicht durchgeführt werden konnten, lässt sich aus den gewonnenen Monitoring- und Simulationsergebnissen

schließen, dass bei den am Bitburger Stausee vorliegenden Randbedingungen ein kontinuierlicher Sedimenttransfer sehr gut einsetzbar ist. Die Einsatzbedingungen lassen sich auf Grundlage der Modellierung sehr gut abschätzen. Die Validierung konnte jedoch nicht mehr im Rahmen dieses Vorhabens durchgeführt werden. Eine Möglichkeit, dies nachzuholen, kann sich im Rahmen der nach wie vor anstehenden größeren Maßnahmenumsetzung ergeben. Dann bietet sich auch eine Veröffentlichung der gewonnenen Ergebnisse an und ist zwischen den Projektbeteiligten für diesen Fall grundsätzlich abgestimmt.

4 Zusammenfassung

Stauhaltungen sind wichtige wasserwirtschaftliche Infrastrukturen mit zunehmender Relevanz für den Hochwasserschutz, die Wasserbereitstellung, Naherholung und weitere Nutzungen. Fortschreitende Sedimentation führt jedoch an vielen Stauhaltungen und -seen zur Einschränkung oder zum Verlust dieser Funktionen. Aufwändige Baggerungen mit Deponierung des Sediments sind wasserwirtschaftlich häufig nachteilig oder zur Behebung des Problems nicht wirtschaftlich.

Das Forschungsprojekt EuMES (Entwicklung von umweltfreundlichen Methoden zur Erzielung einer Sedimentdurchgängigkeit) vergleicht demgegenüber als wirtschaftliche Alternativen früher und teilweise noch immer praktizierte Stauraumspülungen mit der Methode des kontinuierlichen Sedimenttransfer hinsichtlich Wirkungseffizienz und Auswirkungen auf das nachfolgende Gewässer.

Hierzu werden Felduntersuchungen und numerisch gestützten Simulationen verwendet, die mit publizierten Erfahrungen und Erkenntnissen verglichen und interpretiert werden. Testgewässer ist der Stausee Bitburg, der von der Prüm durchflossen wird.

Für diesen Stausee wurden das bathymetrische Profil aufgenommen und über die Sedimentbeprobung die über die Fläche jeweils relevanten Sohlschubspannungen ermittelt. Im nachfolgenden Fließgewässer wurden Sedimentfracht, Kolmation und Erosions- sowie Depositionsverhalten bei verschiedenen Fließzuständen bestimmt. Zur Nachbildung von Spülvorgängen wurde ein im Stausee jährlich vorgenommener Abstau verwendet. Auf dieser Datengrundlage wurden vergleichende numerische Simulationen durchgeführt.

Ergebnis der Simulation und des Monitorings im Fließgewässer ist, dass die bei schmalen alpinen und voralpinen Staugewässern hydraulisch effektiven Spülungen in einem Mittelgebirgsgewässer wie dem Bitburger Stausee, der einen hohen Feinanteil im Sediment aufweist, dort nicht wirksam sind. Ausnahme ist lediglich ein lokaler Bereich unmittelbar vor dem Abflussorgan, hier der Wehranlage. Das Monitoring ergab ferner, dass während des Abstaus im weiteren Gewässerverlauf Schwebstoffe detektiert wurden, die vermutlich aus einer hierdurch ausgelösten Erosion des Fließgewässerbetts stammen.

Die Randbedingungen zur Durchführung eines kontinuierlichen Sedimenttransfers, der Sediment gezielt aus dem Stausee in die fließende Welle des nachfolgenden Fließgewäs-

sers umlagert, sind damit grundsätzlich gut. Die Validierung konnte im Rahmen des Projekts nicht mehr erfolgen. Ursache ist, dass die örtliche Gewässeraufsicht entgegen den üblichen Regelungen des WHG eine wasserrechtliche Zulassung fordert, deren Erteilungsdatum trotz aller seitens der Projektbeteiligten erfolgten Beschleunigungsversuchen und bereitgestellten Unterlagen auch knapp fünf Jahre nach deren Veranlassung noch nicht absehbar ist. Nachdem die DBU die Projektlaufzeit zweimal kostenneutral um jeweils ein Jahr verlängert hatte, wurde das Projekt auf Grund der nach wie vor unklaren Terminalsituation in gegenseitigem Einvernehmen ohne Feldversuche zum 31.12.2023 beendet.

Im Rahmen des Vorhabens wurde ein Kolloquium durchgeführt. Eine Veröffentlichung der Ergebnisse ist geplant, sobald außerhalb des Projektrahmens eine vergleichbare kontinuierliche Sedimentumlagerung vom Stausee Bitburg in die nachfolgende Prüm stattgefunden hat und ein dann betriebliches Monitoring zur Interpretation der Ergebnisse verwendet werden kann.

5 Literatur

Bechteler, Wilhelm (2006): Sedimentquellen und Transportprozesse, Institut für Wasserwesen, Universität der Bundeswehr München

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (1994): Ökologische Folgen von Stauroaumspülungen

Hartmann, Sven (2009): Sediment Management in Alpine Reservoirs – Recommendations an Best Practice Guide

Knoblauch et al. (2006): Informationsveranstaltung Stauroaummanagement des Kraftwerks Bodendorf

Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten, Rheinland-Pfalz (2021a): GeoPortal Wasser LfU RLP, online unter: <https://geoportal-wasser.rlp-umwelt.de/servlet/is/8181/> (zuletzt eingesehen am 27.01.2021)

Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten, Rheinland-Pfalz (2019b): GeoExplorer MUEEF RLP, online unter: <https://geoportal-wasser.rlp-umwelt.de/servlet/is/2025/> (zuletzt eingesehen am 27.01.2021)

Mitchener et al. (1996): Erosion of mud / sand mixtures. Coastal Engineering, S. 1-25

Morris, Fan (2009): Reservoir Sedimentation Handbook

Scheidler, Annika (2021): Analyse des Einflusses erhöhter Sedimentfrachten auf Feindsedimentdynamik und Gewässergüte am Beispiel der Prüm

Schweim, Christoph (2005): Modellierung und Prognose der Erosion feiner Sedimente

Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord (2015): Maßnahmenprogramm 2016-2021 nach der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) für die rheinland-pfälzischen Gewässer im Bearbeitungsgebiet Mosel-Saar, online unter: https://sgdnord.rlp.de/fileadmin/sgdnord/Wasser/WRRL/Massnahmenprogramm_2016-21_Mosel-Saar.pdf (zuletzt eingesehen am 27.01.2021)

Umweltbundesamt (2014): Hydromorphologische Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen, online unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_43_2014_hydromorphologische_steckbriefe_der_deutschen_fliessgewaessertypen_0.pdf (zuletzt eingesehen am 27.01.2021)

Xylem Analytics (2021): online unter: <https://www.xylemanalytics.com/de/general-product/id-1560/Respirometrisches-BSB-Messsystem-OxiTop%C2%AE-i-IS-6---WTW>
(zuletzt eingesehen am 29.01.2021)

6 Anlagen

6.1 Probenahmeprotokolle BSB₅-Messung

D-Sediment 29.01.2021
Caroline, Essersch, Schäfers

Probenahmeprotokoll BSB₅-Bestimmung Biltburg
In Anlehnung an DIN 38 409 1, 52 und WTW Oelap®

Allgemeines

1) Probenbezeichnung	Unterlauf Biltburg
2) Datum, Uhrzeit	06.10.2020 12:30 Uhr
3) Koordinaten	50°00'02,07N 6°26'40,3"E
4) Wetterbedingungen	12°C Regen
5) Probennehmer	Joana Köppers


Beprobungsvorgang

6) Probenahmegerät	II Glasflasche
7) Entnahmetiefe	ca. 15 cm
8) Versuchsbeginn	18:00 Uhr
9) Entfüllmenge	432 ml
10) Temperatur	20°C
11) pH-Wert	5-7

Analyseergebnis

12) gleichbl. Temperatur?	ja 20°C
13) BSB ₅ Tag 1	0,7
14) BSB ₅ Tag 2	1,4
15) BSB ₅ Tag 3	1,5
16) BSB ₅ Tag 4	2,6
17) BSB ₅ Tag 5	2,9

Bilder



Seite 2/3

D-Sediment 29.01.2021
Caroline, Essersch, Schäfers

Probenahmeprotokoll BSB₅-Bestimmung Biltburg
In Anlehnung an DIN 38 409 1, 52 und WTW Oelap®

Allgemeines

1) Probenbezeichnung	Unterlauf Biltburg (vor Abtau)
2) Datum, Uhrzeit	06.10.2020 12:30 Uhr
3) Koordinaten	50°00'02,07N 6°26'40,3"E
4) Wetterbedingungen	12°C Regen
5) Probennehmer	Joana Köppers


Beprobungsvorgang

6) Probenahmegerät	II Glasflasche
7) Entnahmetiefe	ca. 15 cm
8) Versuchsbeginn	18:00 Uhr
9) Entfüllmenge	365 ml
10) Temperatur	20°C
11) pH-Wert	5-7

Analyseergebnis

12) gleichbl. Temperatur?	ja 20°C
13) BSB ₅ Tag 1	1,3
14) BSB ₅ Tag 2	2,0
15) BSB ₅ Tag 3	2,0
16) BSB ₅ Tag 4	3,5
17) BSB ₅ Tag 5	3,7

Bilder



Seite 3/3

Abbildung 45: Probenahmeprotokoll der BSB₅-Messung vom 06.10.2020 vor dem Abtau

D-Sediment 29.01.2021
Consulting, Research, Education


Probenahmeprotokoll BSB₅-Bestimmung Biliburg
In Anlehnung an DIN 38 409 T. 52 und WTW OxiTop®

Allgemeines	
1) Probenbezeichnung	Unterauf Biliburg (nach Abstau)
2) Datum, Uhrzeit	20.10.2020 12:00 Uhr
3) Koordinaten	50°00'24.9"N 6°26'34.9"E
4) Wetterbedingungen	10°C bewölkt
5) Probenehmer	Joana Köppers

Beprobungsvorgang	
4) Probenahmegerät	II Glasflasche
7) Entnahmetiefe	ca. 10 cm
8) Versuchsbeginn	17:30 Uhr
9) Entfüllmenge	432 ml
10) Temperatur	20°C 20°C
11) pH-Wert	5 - 7 5 - 7

Analyseergebnis	
12) gleichbl. Temperatur?	ja 20 °C
13) BSB ₅ Tag 1	0
14) BSB ₅ Tag 2	0
15) BSB ₅ Tag 3	0
16) BSB ₅ Tag 4	0
17) BSB ₅ Tag 5	0

Bilder



Seite 2/3

D-Sediment 29.01.2021
Consulting, Research, Education


Probenahmeprotokoll BSB₅-Bestimmung Biliburg
In Anlehnung an DIN 38 409 T. 52 und WTW OxiTop®

Allgemeines	
1) Probenbezeichnung	Unterauf Biliburg (nach Abstau)
2) Datum, Uhrzeit	20.10.2020 12:00 Uhr
3) Koordinaten	50°00'24.9"N 6°26'34.9"E
4) Wetterbedingungen	10°C bewölkt
5) Probenehmer	Joana Köppers

Beprobungsvorgang	
4) Probenahmegerät	II Glasflasche
7) Entnahmetiefe	ca. 10 cm
8) Versuchsbeginn	17:30 Uhr
9) Entfüllmenge	365 ml
10) Temperatur	20°C 20°C
11) pH-Wert	5 - 7 5 - 7

Analyseergebnis	
12) gleichbl. Temperatur?	ja 20 °C
13) BSB ₅ Tag 1	0
14) BSB ₅ Tag 2	0
15) BSB ₅ Tag 3	0
16) BSB ₅ Tag 4	0
17) BSB ₅ Tag 5	0

Bilder

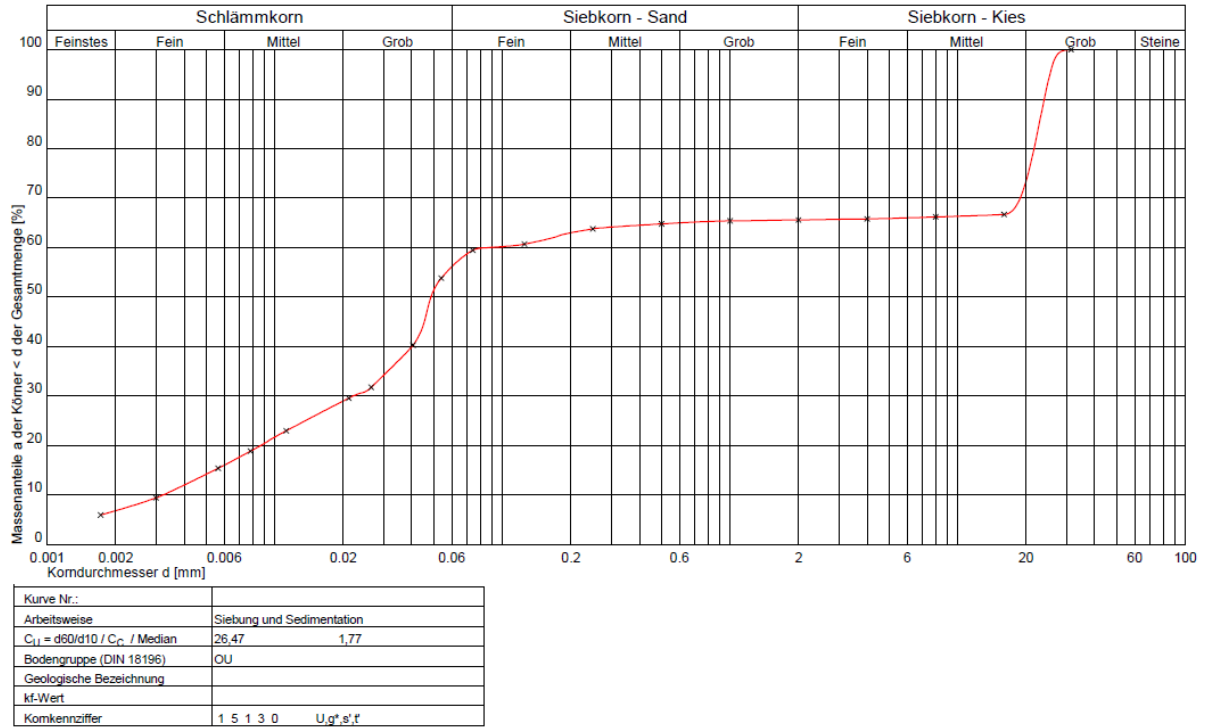


Seite 3/3

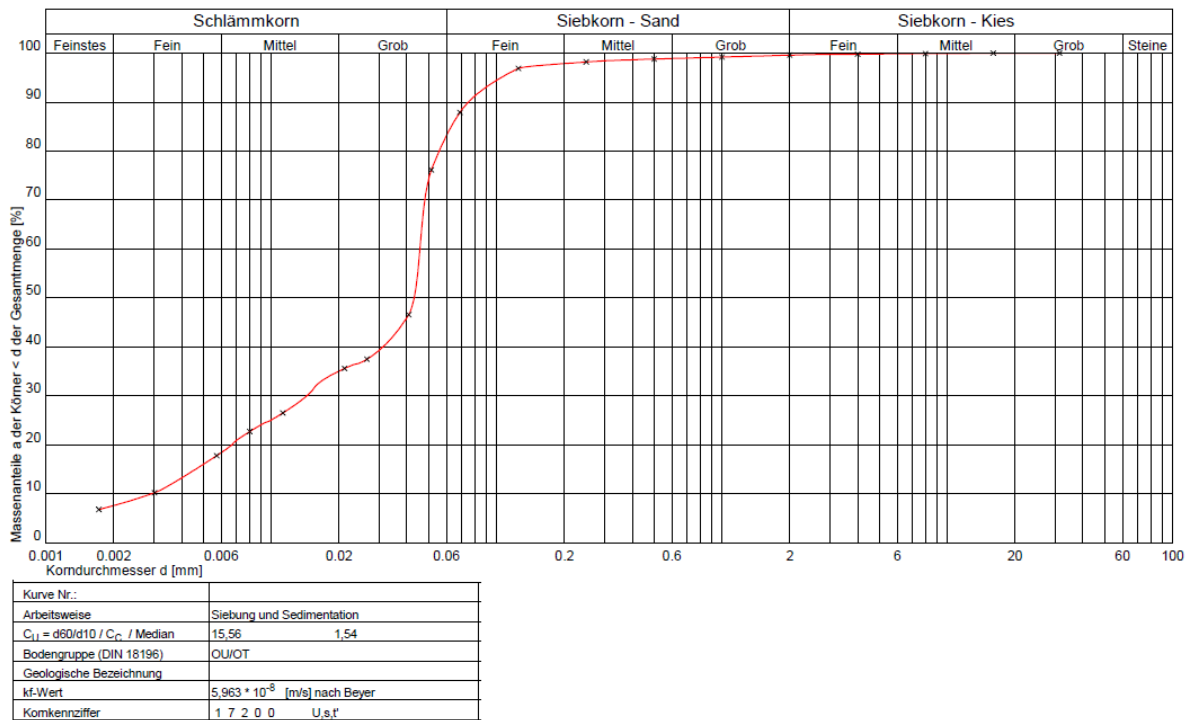
Abbildung 46: Probenahmeprotokoll der BSB₅-Messung vom 20.10.2020 nach dem Abstau

6.2 Ergebnisse der Sieb- und Schlämmanalysen Stausee Bitburg

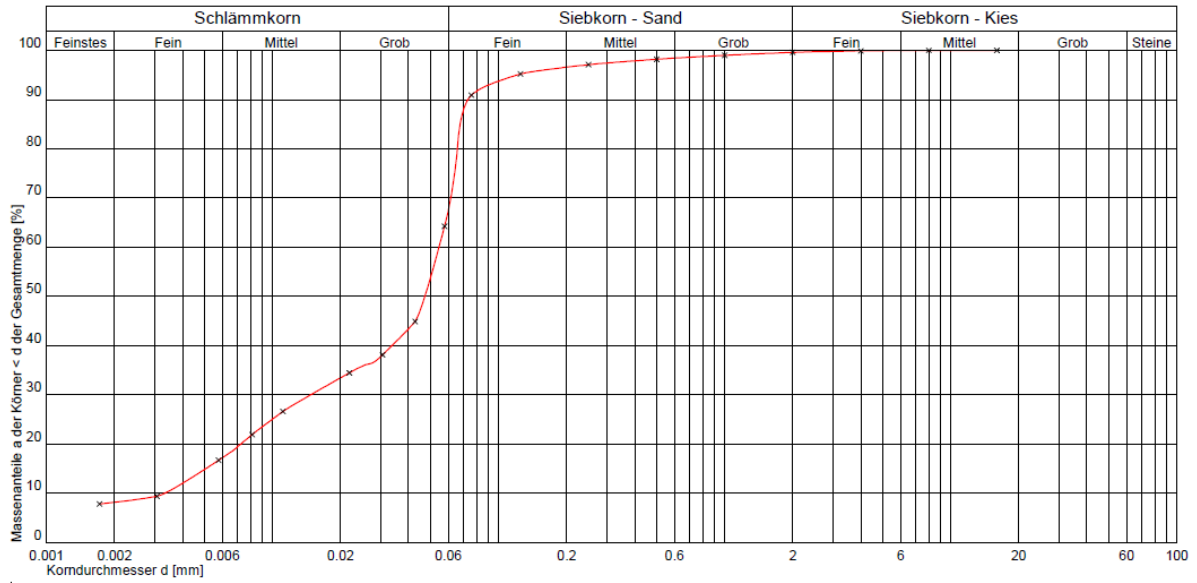
Probe L10 / M10



Probe R10

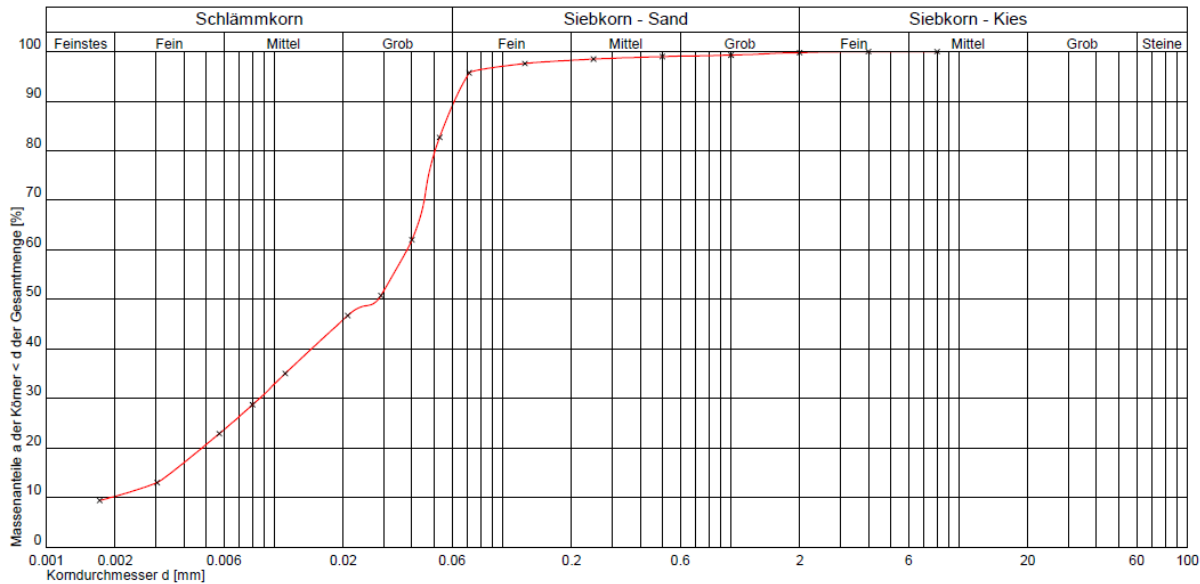


Probe M9



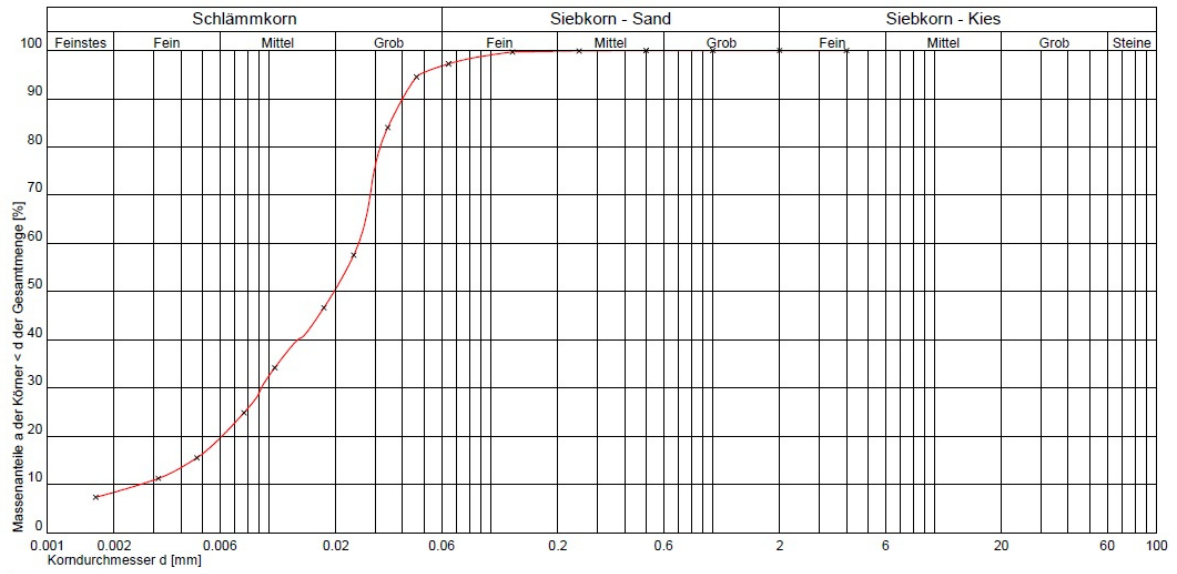
Kurve Nr.:	
Arbeitsweise	Siebung und Sedimentation
$C_{11} = d_{60}/d_{10} / C_c / \text{Median}$	16,36 1,20
Bodengruppe (DIN 18196)	OU/OT
Geologische Bezeichnung	
kf-Wert	$7,604 \cdot 10^{-3}$ [m/s] nach Beyer
Komkennziffer	1 6 3 0 0 U,s,t

Probe M8



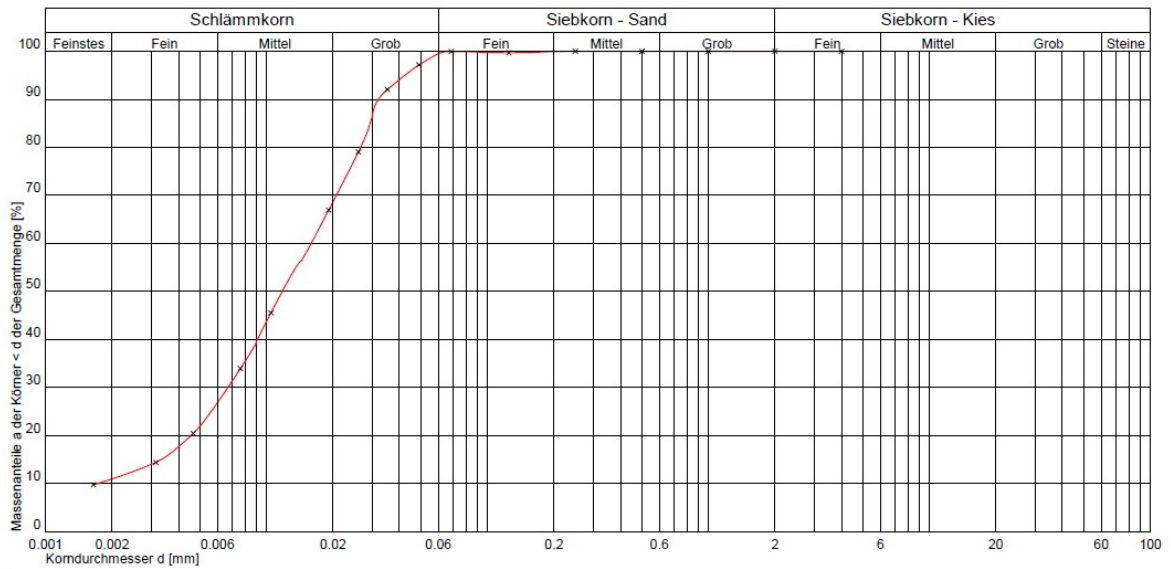
Kurve Nr.:	
Arbeitsweise	Siebung und Sedimentation
$C_{11} = d_{60}/d_{10} / C_c / \text{Median}$	19,98 1,02
Bodengruppe (DIN 18196)	OU/OT
Geologische Bezeichnung	
kf-Wert	$2,406 \cdot 10^{-3}$ [m/s] nach Beyer
Komkennziffer	1 8 1 0 0 U,s,t

Probe M6



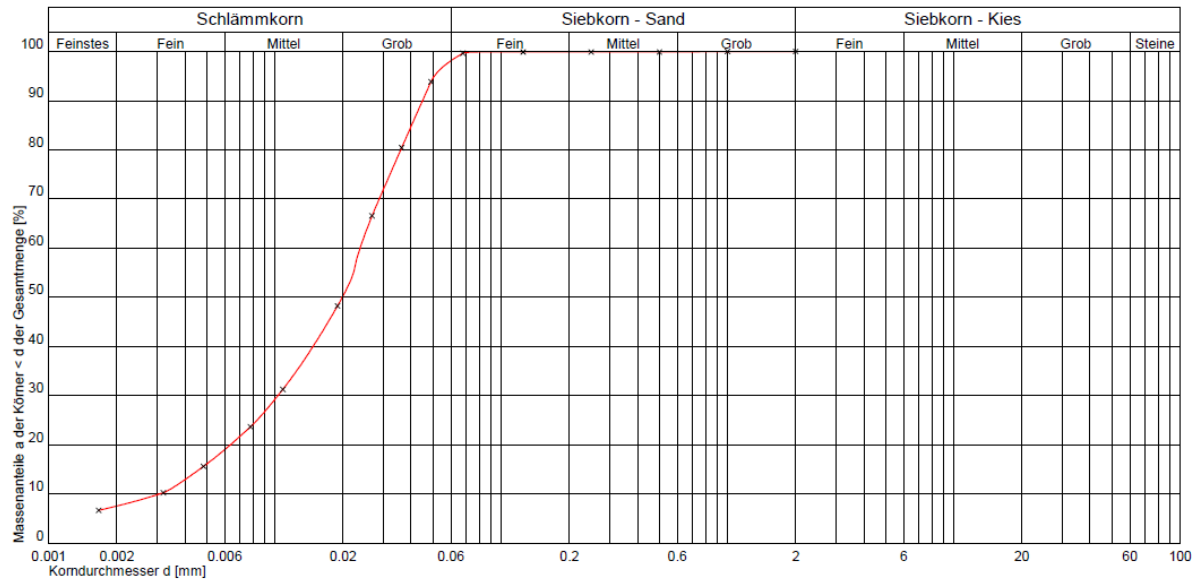
Kurve Nr.:	
Arbeitsweise	Siebung und Sedimentation
$C_u = d_{60}/d_{10} / C_c / \text{Median}$	9,69 1,26
Bodengruppe (DIN 18196)	OU/OT
Geologische Bezeichnung	
kf-Wert	$5,150 \cdot 10^{-8}$ [m/s] nach Beyer
Komkennziffer	1 9 0 0 0 U,t

Probe M5



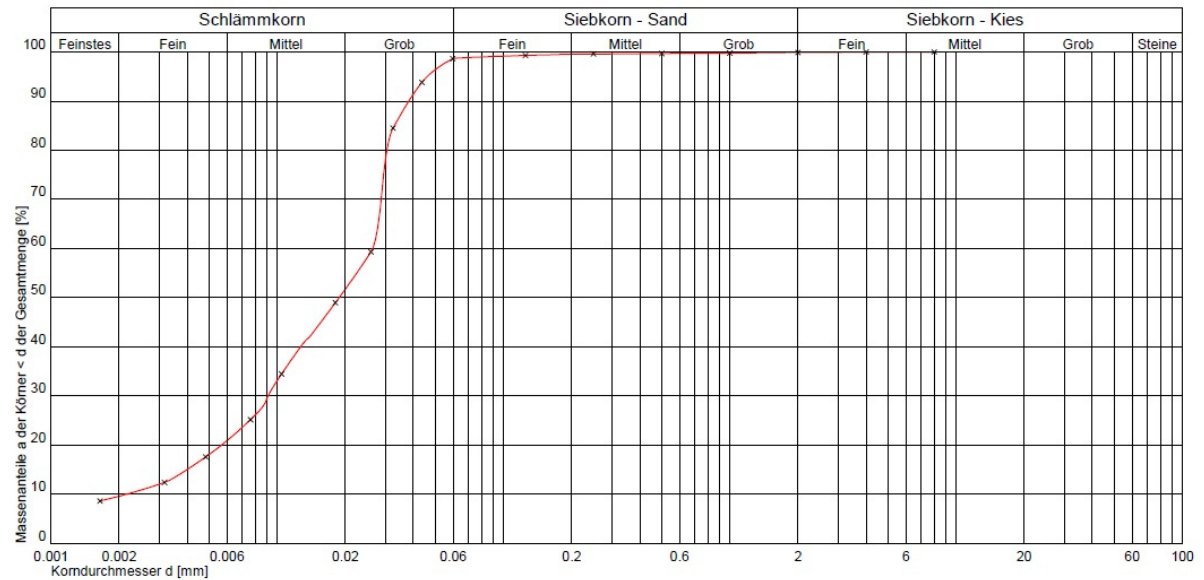
Kurve Nr.:	
Arbeitsweise	Siebung und Sedimentation
$C_u = d_{60}/d_{10} / C_c / \text{Median}$	9,30 1,64
Bodengruppe (DIN 18196)	OU/OT
Geologische Bezeichnung	
kf-Wert	$2,231 \cdot 10^{-8}$ [m/s] nach Beyer
Komkennziffer	1 9 0 0 0 U,t

Probe M4



Kurve Nr.:	
Arbeitsweise	Siebung und Sedimentation
$C_{11} = d_{60}/d_{10} / C_c / \text{Median}$	7,72 1,45
Bodengruppe (DIN 18196)	OUI/OT
Geologische Bezeichnung	
Kf-Wert	$7,503 \cdot 10^{-8}$ [m/s] nach Beyer
Komkennziffer	1 9 0 0 0 U,f

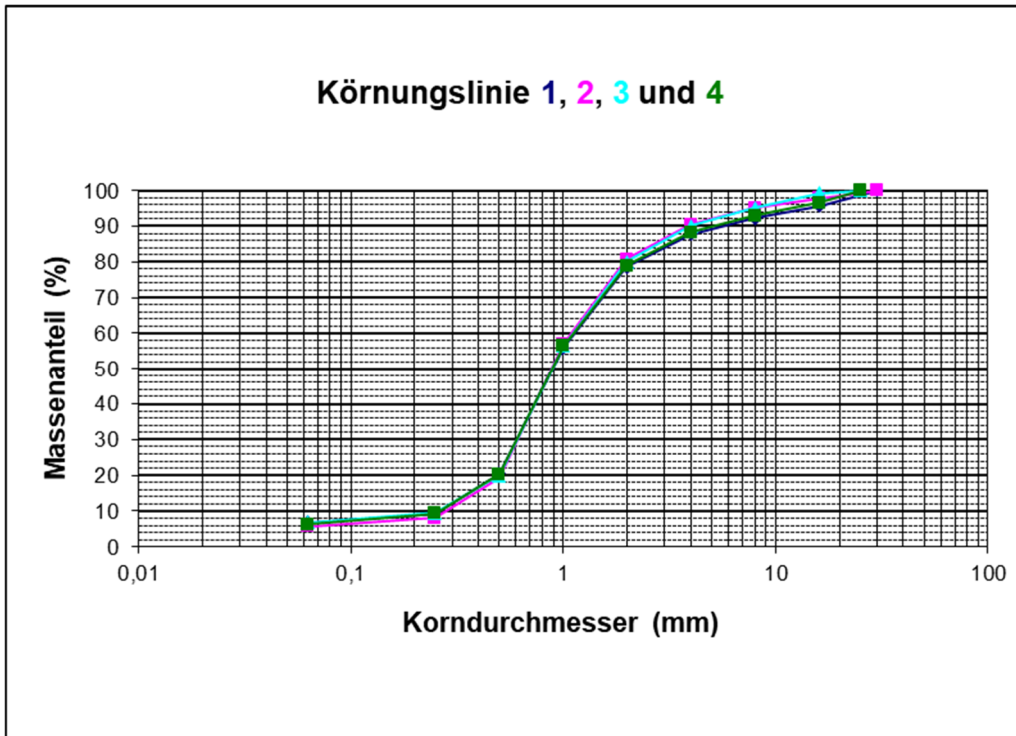
Probe M2



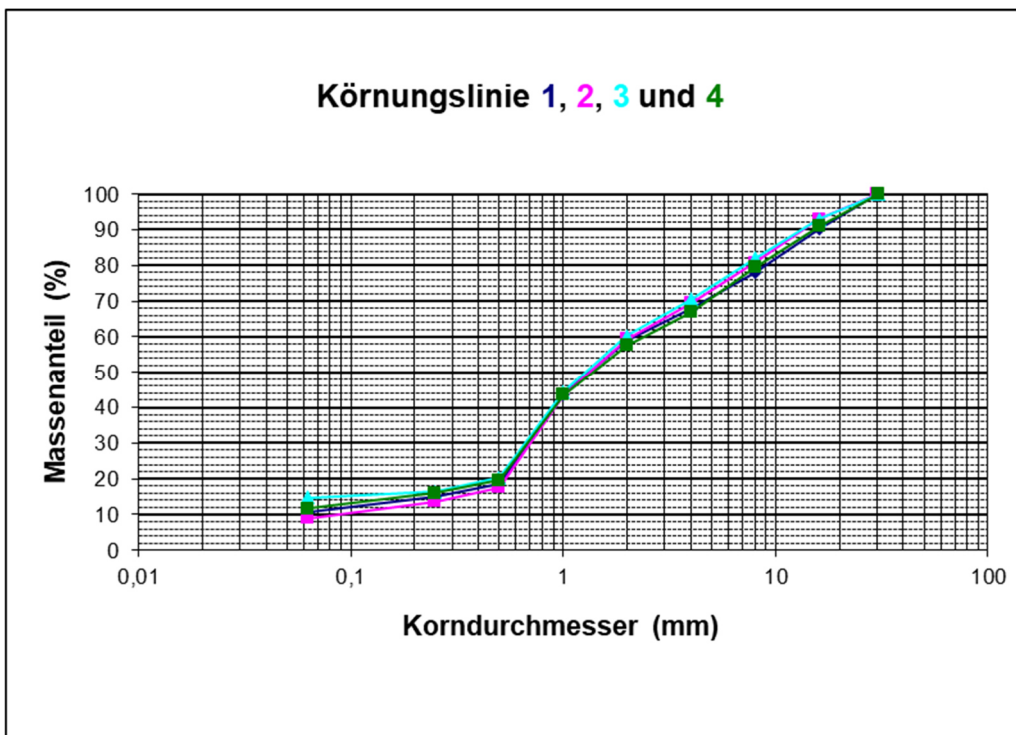
Kurve Nr.:	
Arbeitsweise	Siebung und Sedimentation
$C_{11} = d_{60}/d_{10} / C_c / \text{Median}$	12,29 1,46
Bodengruppe (DIN 18196)	OUI/OT
Geologische Bezeichnung	
Kf-Wert	$3,331 \cdot 10^{-8}$ [m/s] nach Beyer
Komkennziffer	1 9 0 0 0 U,f

6.3 Kornverteilungen Stauhaltung Bodendorf

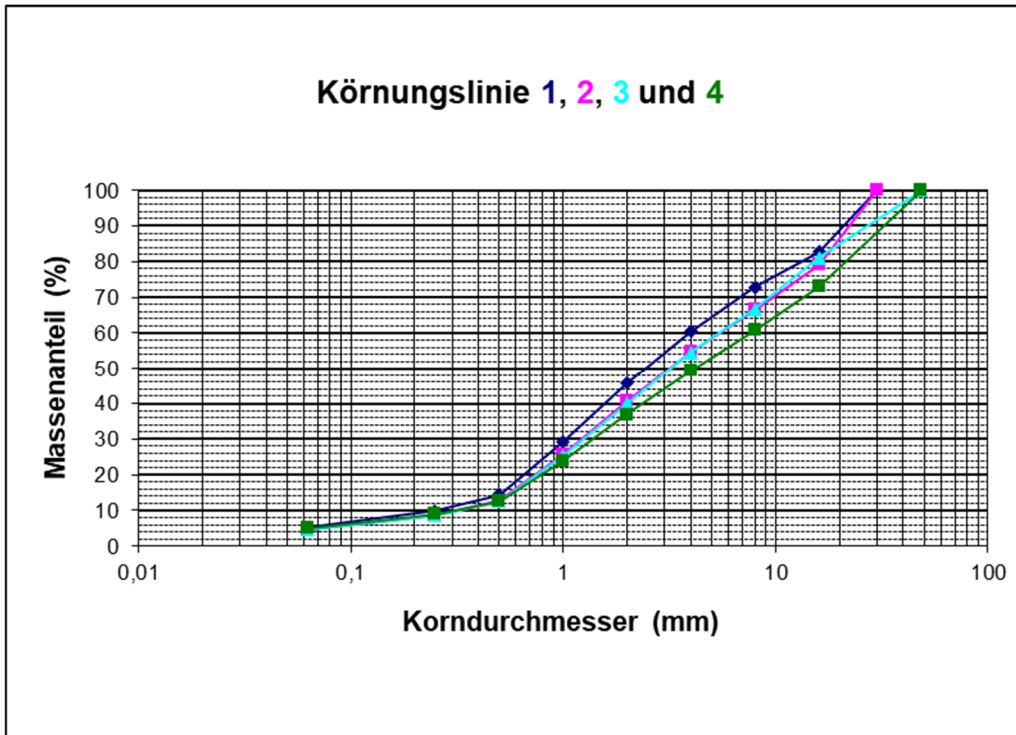
Flusskilometer 372,9:



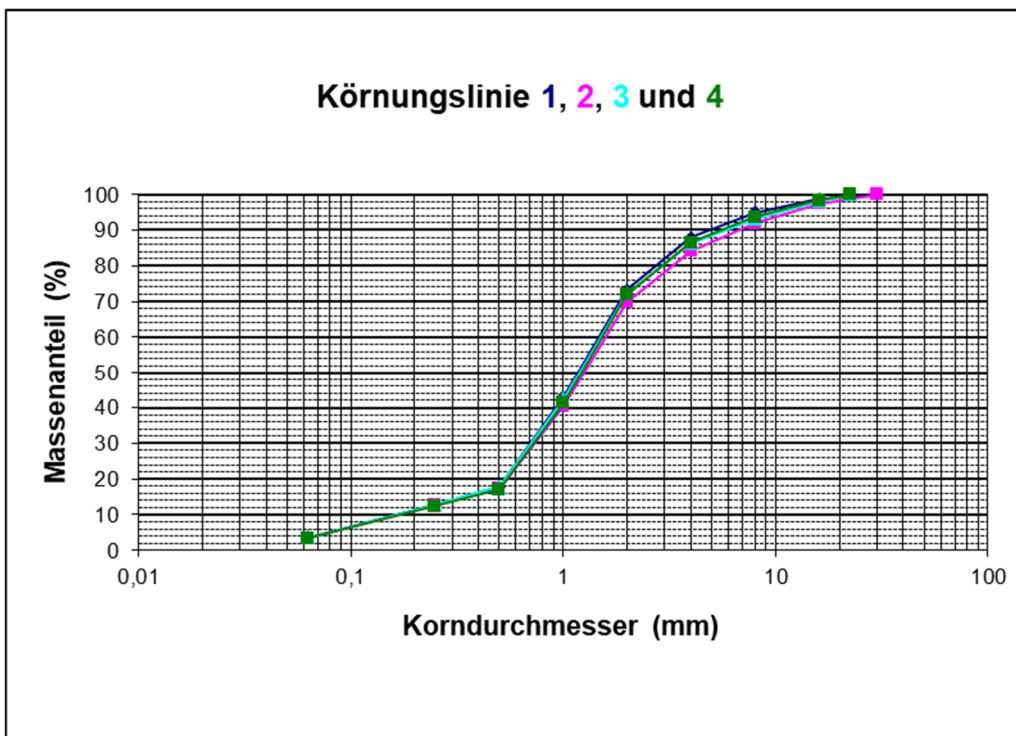
Flusskilometer 373,3:



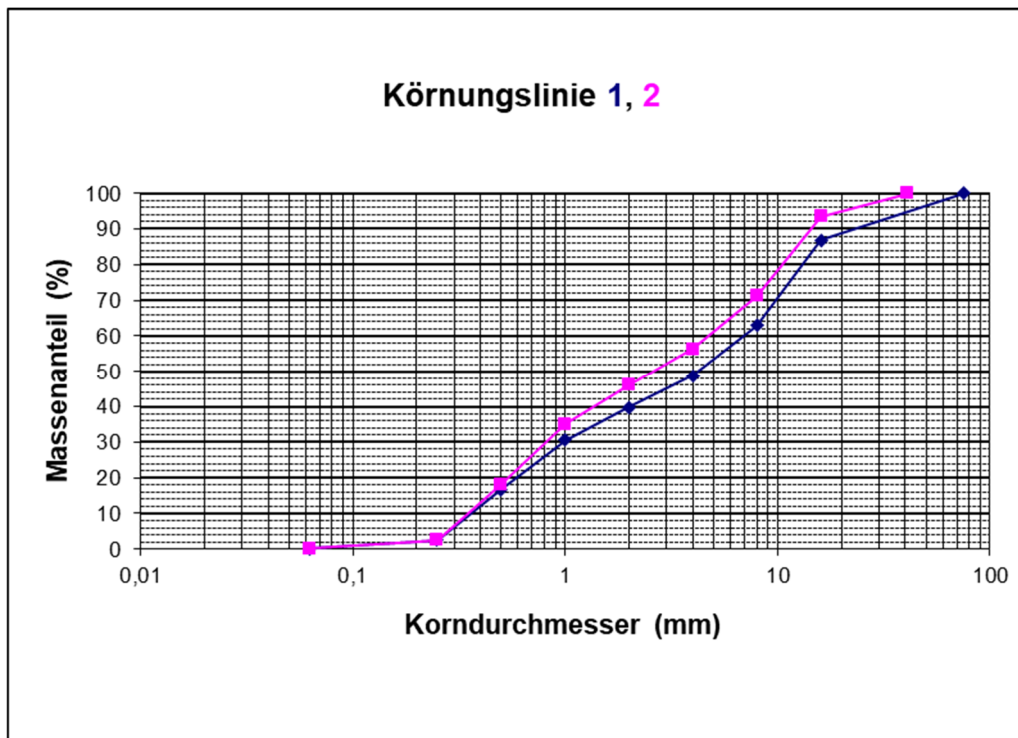
Flusskilometer 373,8:



Flusskilometer 374,3:



Flusskilometer 375,0:



© TU Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau

6.4 Entwicklung der Gewässergüte

Tabellen zur Entwicklung der Gewässergüte an den Messstellen EH, IR und EM (Farbe der Füllung gibt Zustand an: weiß = sehr gut; grau = gut; dunkelgrau = mäßig; k.A. = keine Angabe aufgrund fehlender Daten (Scheidler 2021, S. 41-43)).

Echtershausen		2002 – 2004	2005 – 2007	2008 – 2010	2011 – 2013	2014 – 2016	2016 – 2019
T _{Winter}	[°C]	k.A.	6,0	6,1	8,3	8,3	7,7
T _{Sommer}	[°C]	k.A.	20,6	20,7	20,8	23,1	24,5
O ₂	[mg/L]	k.A.	10,5	8,4	9,4	9,7	9,6
BSB5	[mg/L]	k.A.	4,2	1,8	1,9	1,8	1,9
TOC	[mg/L]	k.A.	4,9	3,7	3,7	3,8	3,3
Cl ⁻	[mg/L]	k.A.	39,2	40,4	42,0	38,1	48,3
SO ₄ ²⁻	[mg/L]	k.A.	15,8	17,4	18,2	19,6	21,3
pH _{min}	[-]	k.A.	7,6	7,5	7,5	7,7	7,4
pH _{max}	[-]	k.A.	9,4	8,9	9,6	9,2	9,2
Fe	[mg/L]	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	0,16
o-P	[mg/L]	k.A.	0,05	0,05	0,06	0,07	0,05
Ges-P	[mg/L]	k.A.	0,08	0,08	0,09	0,10	0,08
NH ₄ ⁺ -N	[mg/L]	k.A.	0,06	0,04	0,09	0,08	0,07
NO ₂ ⁻ -N	[mg/L]	k.A.	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Gesamt		k.A.	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig

Irrel		2002 – 2004	2005 – 2007	2008 – 2010	2011 – 2013	2014 – 2016	2016 – 2019
T _{Winter}	[°C]	6,8	5,3	6,6	7,4	8,4	7,8
T _{Sommer}	[°C]	19,2	18,5	18,6	19,1	19,2	20,0
O ₂	[mg/L]	9,6	9,2	9,1	8,9	9,1	8,7
BSB5	[mg/L]	4,0	4,2	2,0	1,9	1,6	1,9
TOC	[mg/L]	3,5	4,3	3,2	3,0	2,9	2,6
Cl ⁻	[mg/L]	30,3	44,4	30,5	30,4	25,5	32,6
SO ₄ ²⁻	[mg/L]	53,6	48,9	53,9	51,8	60,1	62,2
pH _{min}	[-]	7,8	7,8	7,5	7,8	7,9	7,7
pH _{max}	[-]	8,5	8,3	8,3	8,5	8,3	8,3
Fe	[mg/L]	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	0,70
o-P	[mg/L]	k.A.	0,07	0,06	0,07	0,07	0,06
Ges-P	[mg/L]	0,12	0,10	0,10	0,10	0,10	0,11
NH ₄ ⁺ -N	[mg/L]	0,05	0,06	0,05	0,07	0,09	0,08
NO ₂ ⁻ -N	[mg/L]	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02
Gesamt		mäßig	mäßig	gut	mäßig	gut	mäßig

Enz Mündung		2002 – 2004	2005 – 2007	2008 – 2010	2011 – 2013	2014 – 2016	2016 – 2019
T _{Winter}	[°C]	7,0	5,5	6,9	7,4	8,3	7,3
T _{Sommer}	[°C]	18,4	16,7	16,9	17,8	18,4	18,7
O ₂	[mg/L]	9,3	9,4	9,6	9,0	9,2	8,9
BSB5	[mg/L]	4,2	4,2	2,0	2,1	2,0	1,7
TOC	[mg/L]	3,9	3,9	2,9	3,2	3,1	1,9
Cl ⁻	[mg/L]	15,6	15,7	14,1	14,9	13,4	12,8
SO ₄ ²⁻	[mg/L]	21,4	20,7	20,4	18,8	19,9	20,1
pH _{min}	[-]	7,8	7,8	7,6	7,7	7,6	7,5
pH _{max}	[-]	8,8	8,4	8,6	8,7	8,6	8,6
Fe	[mg/L]	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	0,60
o-P	[mg/L]	k.A.	0,08	0,10	0,11	0,09	0,08
Ges-P	[mg/L]	0,15	0,10	0,13	0,14	0,13	0,12
NH ₄ ⁺ -N	[mg/L]	0,05	0,05	0,05	0,07	0,08	0,07
NO ₂ -N	[mg/L]	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02
Gesamt		mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig